

Samverkan mellan avloppsvattenrening och slambehandling

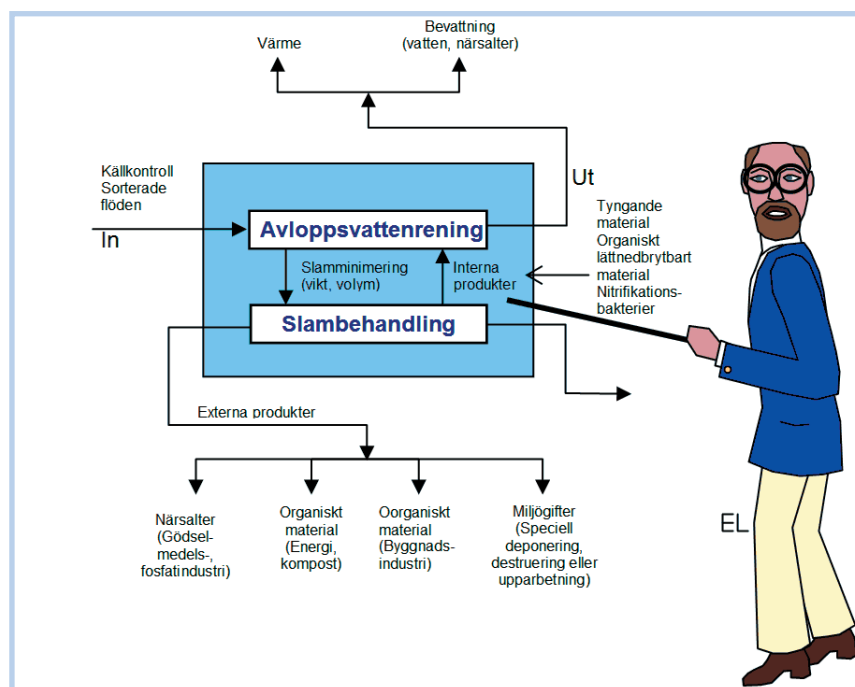
Bengt Hultman

Erik Levlin

Monica Löwén

Elżbieta Płaza

Józef Trela



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Samverkan mellan avloppsvattenrening och slambehandling
Title of the report:	Interactions between wastewater and sludge treatment
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2004-15
Författare:	Bengt Hultman, Erik Levlin, Monica Löwén, Elzbieta Plaza och Jozef Trela Mark och Vattenteknik, Kgl Tekniska Högskolan (KTH)
VA-Forsk-projektnr:	97-136
Projektets namn:	Samverkan mellan avloppsvatten- och slambehandling
Projektets finansiering:	VA-Forsk tillsammans med andra intressenter främst Svenska Institutet (SI), NorFa (Nordic Research Academy) och KTH
Rapportens omfattning Sidantal:	29
Format:	A4
Sökord:	Avloppsvatten, kvävereduktion, produktutvinning, rejektvatten, sediment- ering, slam
Keywords:	Nitrogen removal, product recovery, sedimentation, sludge, supernatant, wastewater
Sammandrag:	Rapporten redovisar samverkan mellan avloppsvatten- och slambehandling med speciell inriktning mot inverkan av oorganiskt material på sedimentering för aktivt slam, tillsats av organiskt material för att förbättra denitrifikationen, inympling av nitrifikationsbakterier och produkter från slam.
Abstract:	The report describes interactions between wastewater and sludge treatment with special focus on the influence of inorganic materials on activated sludge sedimentation, addition of organic materials to improve denitrification, seeding of nitrification bacteria and products from sludge.
Målgrupper:	Forskare och processtekniker inom va-området, konsulter
Omslagsbild:	Vision om uthållig central avloppsvattenrening. Bild: Erik Levlin
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2004
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Samspelet mellan avlopps- och slambehandling är komplicerat och i behov av mer grundläggande studier. Med stöd från VA-Forsk togs detta forskningsområde upp 1997 för mer systematiska studier vid avd. för Vattenvårdsteknik, KTH. En förbättrad kunskap om samspelet bedömdes i hög grad kunna underlätta utvärdering av olika metoder för att erhålla produkter ur slam, eftersom avloppsvatten alstrar slam som sedan utgör råvaran för produktutvinningen. I samband med produktutvinningen kan sedan olika koncentrerade delflöden erhållas som i hög grad kan påverka avloppsreningsprocesserna vid återföring eller om delflödena renas separat.

Arbetena knöts i hög utsträckning till forskarstudier och medel från VA-Forsk bidrog till att få fram en licentiatavhandling 2000 (Puhua Li), en doktorsavhandling 2000 (Jozef Trela) och två vetenskapliga artiklar (Liisa Piirtola m.fl.). Därtill medverkade i projektet forskare vid avdelningen (Bengt Hultman, Elzbieta Plaza, Erik Levlin och Monica Löwén) både i samband med forskarstudierna och vid handledning, förstärkning av olika examensarbeten och andra externa projekt inom slambehandling. En betydande del av arbetet inriktades mot att finna eller utvärdera nya och innovativa metoder för samspelet mellan avloppsvattenrening och slamhantering. Ett grundläggande synsätt var att kommunal avloppsvattenrening inte enbart skall ses som en teknik att få ett långtgående renat avloppsvatten utan även att hantera avskilda ämnen i slammet som en resurs och med möjligheter till kontrollerad deponering av ett litet delflöde med toxiska ämnen. Vidare lades en stor vikt vid att utvärdera möjligheter till separat behandling av koncentrerade sidoströmmar (t.ex. rejektvatten från avvattning av rötslam).

Grundmaterialet finns i rapporter, artiklar och examensarbeten vanligen skrivna på engelska och i föreliggande rapport har syftet varit att ge exempel på resultat för att illustrera det bedrivna arbetet. Syftet med VAV-projektet var därtill att stödja utveckling av ett forskningsområde (i detta fall samspelet mellan avlopps- och slambehandling) och att därmed även underlätta att finna andra finansiärer för forskningsområdet. Därför beskriver rapporten kortfattat även relevanta aspekter på området med kompletterande eller huvudsaklig finansiering från andra källor (t.ex. Stockholm Vatten, Käppala, SYVAB, Svenska institutet, MISTRA, Nordic Research Academy (NorFa), Naturvårdsverket och KTH). Bedrivet arbete har även utgjort en grund för fortsatta projekt inom VA-Forsk (24-104: Fortsatta försök för fosforutvinning ur restprodukt vid superkritisk vattenoxidation och aska från slamförbränning och 22-132: Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – experiment i pilot-plant skala). Projektet påverkade även inriktningen av det av Svenska Institutet (SI) finansierade "Polsk-svenskt samarbete" där ett omfattande informationsmaterial finns på mer än 1500 sidor i för närvarande elva rapporter (hemsida: <http://www.lwr.kth.se/forskningsprojekt/Polishproject/index.htm>).

Stockholm i november 2004

Bengt Hultman

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Allmän problemställning	9
2 Projektgenomförande	10
3 Exempel på försöksresultat	12
3.1 Produktutvinning ur slam för intern och extern användning	12
3.2 Sedimentering av slam och slamegenskaper	13
3.3 Biologisk kvävereduktion och separat nitrifiering av rejektvatten	14
3.4 Kombination av biologiskt/ kemiskt avlägsnande av fosfor ur närsaltrika sidoströmmar	15
3.4.1 Kemikaliebehov för fosforåtervinning vid användning av kemisk fällning	15
3.4.2 Biologisk fosforreduktion och utvinning av fosfat	16
3.4.3 Kombination av fosfat- och ammoniumrika delströmmar för att fälla struvit	19
3.5 Återvinning av fosfor med svavelreaktioner	21
3.6 Användning av kalkugn för att utvinna kalciumfosfater, återvinna kalk och magnesiumsalter	22
3.7 Skumbildningsproblem i rötkammare	24
4 Sammanfattande diskussion	25
Referenser	26

Sammanfattning

Möjligheter att använda slam som produkt för olika användningar är beroende av intresse från andra sektorer t.ex. industrin (användning av apatit som råvara för fosfatprodukter), energisektorn (användning av biogas), jordbruks- och livsmedelssektorn (acceptans för användning av slam på åkermark), transportsektorn (användning av metan som fordonsbränsle) och avfallssektorn (samordnad behandling med slam för produktutvinning). Slam som råvara påverkas av faktorer som konsumentbeteende, industrianslutningar och va-systemets utformning (kombinerat eller separerat system, sortering av avloppsströmmar i bostäder etc.).

Produktutvinning ur slam ger ett stort antal sidoeffekter genom att slammets sammansättning ändras (t.ex. andelen oorganiskt material), att delflöden kan alstras med höga halter av organiskt material, ammonium eller fosfat och att separat behandling kan ske av delflöden för att t.ex. producera fosforföreningar och nitrifikationsbakterier som kan inympas till aktivslamprocessen för behandling av huvudflödet. En betydande vikt lades vid att beskriva dessa sidoeffekter som vetenskaplig grund för att bedöma olika tekniker för produktutvinning. Projektet genomfördes i samverkan med tre forskarstuderanden (Puhua Li, Liisa Piirtola och Jozef Trela). Parallellt studerades olika metoder för produktutvinning i form av examensarbeten och med tonvikt på fosforutvinning ur slam.

Projektet visar på flera lovande metoder för att förbättra och förbilliga driften av avloppsverk om ökad hänsyn tas till samspelet mellan avloppsvatten- och slambehandling. Olika exempel är:

- Återföring av slam med hög andel oorganiskt material till aktivslamsteget för att förbättra slammets sedimenteringsegenskaper
- Tillförsel av organiskt material (t.ex. producerat genom hydrolys av slam) för att förbättra denitrifikationen
- Inympning av nitrifikationsbakterier från ett separat steg med hög inkommande ammoniumhalt (t.ex. rejektivatten efter avvattning av rötslam) till aktivslamsteget
- Användning av biologisk fosforreduktionsteknik för att underlätta senare utvinning av fosfor ur slam
- Mekanisk, biologisk eller kemisk behandling av överskottsslam för att minska slamproduktion och skumbildning och öka biogasproduktion i röt-kammare.

Summary

Possibilities to use sludge as a product for different purposes is dependent on the interest from other sectors as industry (use of apatite as raw material for the phosphate industry), energy sector (use of biogas), agricultural and food sector (acceptance for use of sludge on agricultural land), transport sector (use of methane gas as vehicle fuel) and waste sector (combined treatment of sludge and wastes for product recovery). Sludge as a raw material is influenced by factors as consumer behavior, connections of industries and design of the wastewater system (combined or separate system, sorting of waste streams inside houses etc).

Product recovery from sludge gives rise to a large number of side-effects due to changes of sludge composition (as the inorganic fraction), that side-streams may be formed with high concentration of organic materials, ammonium and phosphate and that separate treatment can be made to produce for example phosphate compounds and nitrification bacteria which may be seeded into the activated sludge process for the main stream. A significant emphasis was laid on description of these side-effects as a scientific basis to evaluate different methods for product recovery. The project performance was connected with works by three doctors students (Puhua Li, Liisa Piirtola and Jozef Trela). Studies were done in parallel on product recovery as master thesis works with special emphasis on phosphorus recovery from sludge.

The project showed that several methods are possible to improve the operation and decrease operational costs if increased consideration is given to interactions between wastewater and sludge treatment. Different examples are:

- Recycling of sludge with a high fraction of inorganic material to the activated sludge process to improve the sludge sedimentation properties
- Supply of organic materials (for instance produced by hydrolysis of sludge) to improve the denitrification efficiency
- Seeding of nitrification bacteria from a separate step with a high influent ammonium concentration (as supernatant from dewatering of digested sludge) to the activated sludge process for the main stream
- Use of biological phosphorus removal technology to later facilitate the phosphorus recovery from sludge
- Mechanical, biological and chemical treatment of excess sludge to decrease sludge production and foaming and to increase biogas production in anaerobic digestion.

1 Allmän problemställning

Tätorternas VA-hantering består av ett antal samverkande delar med vattentäkt – vattenverk – vattendistributionsnät – VA-installationer i fastigheter och industrier – avloppsledningsnät – avloppsverk – utloppsledningar – anordningar för slutligt omhändertagande av slam. Vidare finns ett stort antal interaktioner mellan VA-sektorn och samhällsfunktion (se tabell 1-1).

Avloppsvattenrening har i huvudsak inriktats mot att avlägsna föroreningar för att klara uppställda reningskrav. En allt ökande rening innebär ofta att mer föroreningar överförs till slamfasen och detta kan försvåra användningen av slammet som en produkt. Olika användningar av slam är ofta knutna till andra sektorer t.ex.:

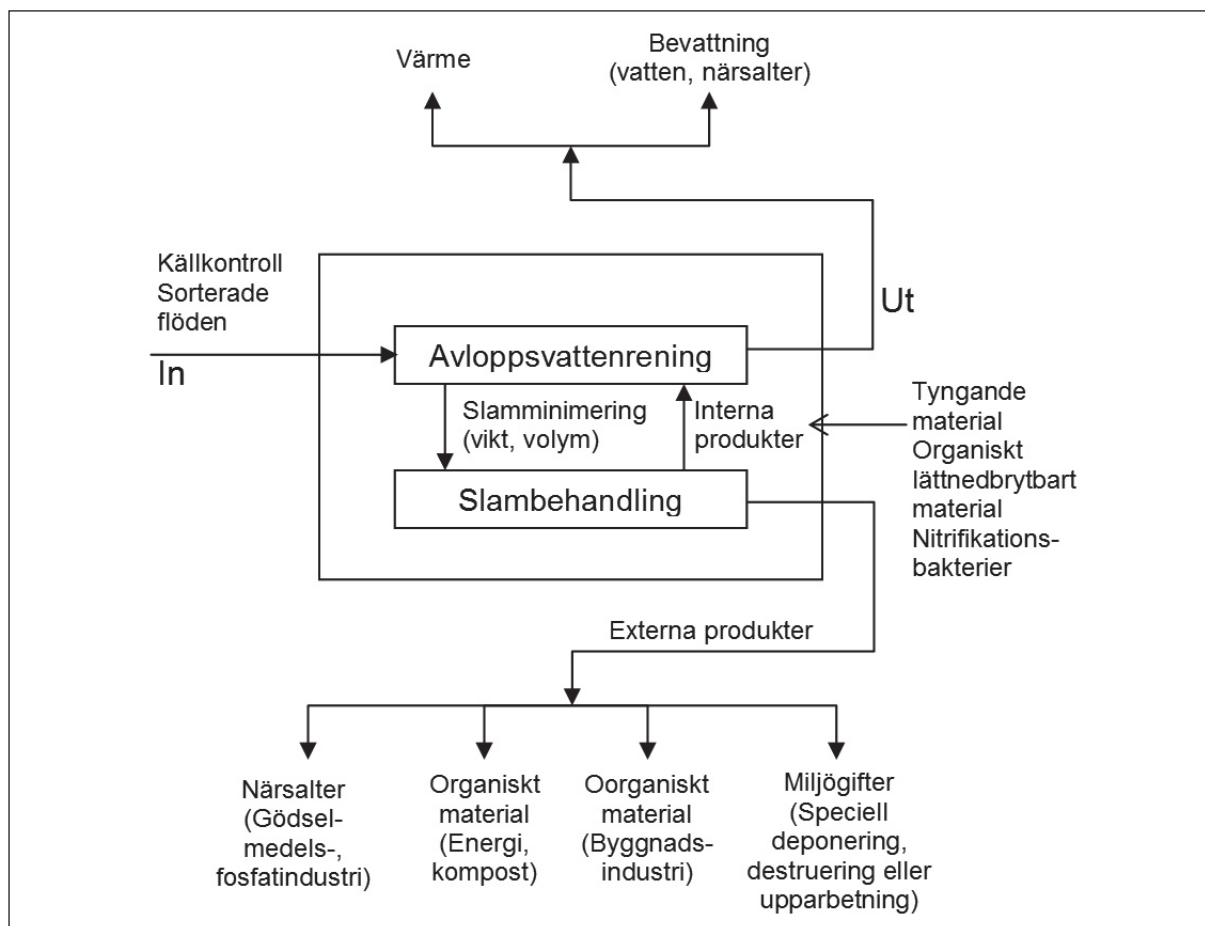
- Jordbruks- och livsmedelssektor med användning av slam och slamprodukter inom jordbruket
- Energisektor med t.ex. användning av biogas
- Fordonssektor med t.ex. användning av metangas som fordonsbränsle
- Industri, t.ex. användning av kalciumfosfat som råvara för framställning av fosforsyra eller användning av slam inom cementindustrin
- Avfallssektor med samordnad produktutvinning (t.ex. biogas).

Ett avloppsreningsverks normala funktion är att avlägsna föroreningar för att därmed erhålla ett utflöde som inte skadar recipienten. Avloppsvattenrening kan innehålla processteg för oxidation av organiskt material till koldioxid, destruktion av patogener, överföring av ammonium till nitrat eller kvävgas, dvs. reaktioner i vilka miljöförstörande produkter omvandlas genom biologiska eller kemiska metoder till mindre skadliga produkter. Emellertid har ett avloppsverk till stor del funktionen att separera föroreningar i form av slam från vattenfasen för att därmed uppfylla utsläppsvillkoren. Slammet innehåller både värdefulla produkter som näringsämnen, organiskt material (för energiproduktion) och möjligheten finns att använda den oorganiska delen för tillverkning av byggnadsmaterial. Slammet innehåller olika föroreningar (giftiga metaller, organiska mikro-föroreningar och patogener) och detta gör slutanvändning och deponering problematisk. Därför måste reningsverken klara både utsläppsvillkor och i ökande grad krav på kretslopp genom återanvändning. Figur 1-1 visar möjligheter att använda utgående avloppsvatten och slam för olika nyttiga ändamål. Effektiv källkontroll och flödesseparering möjliggör användning av utgående avloppsvatten och slam.

En effektiv VA-hantering bedöms i framtiden alltmer behöva komplettera sin roll att transportera och avlägsna föroreningar ur vatten och avloppsvatten för att nå uppställda reningskrav till att även ingå som en viktig del i samhällets olika kretslopp. Detta innebär att VA-hanteringens bättre behöver integreras med annan infrastruktur och andra samhällssektorer och att slammets potential som resurs för olika användningar närmare bör utvärderas.

Tabell 1-1. Exempel på VA-sektorns påverkan på andra samhällsfunktioner.

Samhällsfunktion	Exempel
Konsumentbeteende och allmän acceptans	Konsumentval av produkter, finansiering av verksamheten, användning av slam till jordbruk, klagomål på lukt etc.
Miljöeffekter	VA-verksamhetens roll för utsläpp till vatten, luft och mark och i ett kretsloppssamhälle
Energisektor	Energibesparing och tillvaratagande av energirika produkter (avloppsvattens värmeinnehåll, biogas etc.)
Jordbruks- och livsmedelssektor	Leverans av hälsosamt vatten, utnyttjande av närsalter som gödselmedel etc.
Avfallssektor	Samordning av avfalls- och slamhantering, effekt av lakvatten på avloppsverk etc.
Bostadssektor och samhällssektor	Val av va-system och VA-installationer inuti fastigheter



Figur 1-1. Materialflöden och olika interaktioner i avloppsvattenrening och slambehandling (Plaza et al. 2003).

2 Projektgenomförande

Projektet om "Samverkan mellan avloppsvatten- och slamhantering" var ett från VA-Forsk beviljat projekt till avd. för Vattenvårdsteknik, KTH, för att förstärka forsknings- och utbildningsinsatser inom området i samarbete med andra medelsbeviljande organisationer. Medlen blev främst använda för kunskapsutveckling, utbildning av forskarstuderanden och examensarbetare och medfinansiering av material och apparatur med anknytning till området. Olika insatser inkluderade:

- Övergripande studier om användning av slam som resurs för intern och extern användning (redovisat av Hultman & Levlin 1997)
- Forskarstudier om slamsedimentering och slamkaraktärisering redovisade av Li (2000), Löwén

& Piirtola (1998) samt Piirtola *et al.* (1998, 1999a, 1999b). Kompletterande finansiering erhöles av NorFa (Nordic Research Academy).

- Forskarstudier om biologisk kvävereduktion och rejektivattenbehandling med återföring av bildade nitrifikationsbakterier till aktivslamsteget redovisade av Plaza *et al.* (2001) och Trela (2000)
- Rapporter på uppdrag av Stockholm Vatten AB (Hultman *et al.* 1997; Hultman *et al.* 2001; Levlin *et al.* 1998) om utvinning av fosfor ur slam
- Studie av skumbildning i röt-kammare på uppdrag av Käppalaförbundet (Hultman & Levlin 2003)
- Olika examensarbeten om slambehandling och utvinning av fosfor ur slam (se tabell 2-1).

Samverkan mellan avloppsvatten- och slambehandling studerades utifrån följande tre viktiga tillämpningar:

- Möjligheter att minska slamproduktion och förbättra slamegenskaper
- Möjligheter att återföra eller utnyttja produkter från slamhantering för att förbättra och effektivisera avloppsvattenreningen (intern produktanvändning)
- Möjligheter att framställa produkter som kan utnyttjas i ett kretslopp (extern produktanvändning).

Tabell 2-1. Utgivna examensarbeten 1997–2004 om slamhantering vid Avd. för Vattenvårdsteknik.

Namn	Titel	
		AVAT-EX
Fujii D.	Waste activated sludge reduction by chemical hydrolysis, endogenous respiration, and predation	1997-02
Schmidt E.	Possibilities to recover phosphorus from sewage sludge before and after incineration	1998-04
Zoppoth J.	Phosphorus recovery from sewage sludge	1998-05
Eklundh A. K.	Biological methods for sludge treatment and evaluation of landfill sludge disposal – Nowy Targ wastewater treatment plant, Poland	1999-02
Nugraha I.	Phosphoric acid production from sewage sludge, a preliminary study	1999-07
Kamues T. M.	Evaluation of sludge handling with emphasis on stabilisation by aerobic digestion – Wastewater treatment plant in Nowy Targ, Poland	1999-01
Linke V.	Phosphorus recovery as phosphoric acid from sewage sludge	2000-01
Mohamed A.	Phosphorus recovery from sewage sludge	2001-04
		LWR-EX
Chen S. H.	Phosphate recovery from sewage sludge by combination of supercritical water oxidation (SCWO) and alkaline leaching	2002-39
Ul-Haque I.	Phosphorus recovery from sewage sludge and its use in agriculture.	2003-11
Rana S.A.	Recovery of phosphates from sewage sludge through struvite formation	2003-29
Rubol S.	Sustainable sludge handling leaching and recovery of phosphorus from SCWO residue sewage sludge and dried sludge by adding acid and base	2004-16
Mwila P.	Integrated sludge management	2004-36

Projekresultat från studierna redovisas utifrån en översikt av olika möjligheter, specifika resultat från studier som gavs prioritet och redovisning av publicerade artiklar och rapporter inom området genomförda vid KTH och samarbetande organisationer (främst polsk-svenskt samarbete).

De olika skrifterna innehåller en betydande mängd grundkunskaper och exempel på försöksresultat av praktisk betydelse och med speciell knytning till samverkan mellan processteknik och slamegenskaper kommer att ges på följande punkter:

- Produkter som kan utvinnas ur slam för intern och extern användning
- Sedimentering av slam och olika faktorer som påverkar dess sedimenteringsegenskaper.
- Återföring till aktivslamsteget av partikulärt material vilket kommer att påverka överskottsslammängd och slammets andel av flyktiga ämnen.
- Biologisk kvävereduktion och rejektivattenbehandling. Slambehandling kan alstra rejektivatten med biologiskt nedbrytbart organiskt material lämpligt för denitrifikation och separat biologisk behandling av rejektivatten kan förbättra möjligheterna att klara krav på kvävereduktion och alstra nitrifikationsbakterier för inympning i aktivslamsteget.

- Biologisk fosforreduktion och utvinning av fosfat. Genom övergång från en reningsprocess baserad på kemisk fällning till biologisk fosforreduktion erhålls möjlighet att utvinna fosfor ur fosforrika delströmmar i aktivslamprocessen eller ur rejektivattnet efter slamrötning.
- Möjligheter att minimera slammängder och minska skumbildningsproblem i rötammare genom termisk eller mekanisk behandling av slam.

De främst använda datorprogrammen för att simulera olika delförlopp vid biologisk avloppsvattenrening tar inte hänsyn till kopplingen mellan processteknik och slamegenskaper och för slambehandling kopplas inte olika modeller för förtjockning, rötning eller avvattning till avloppsvattenreningen.

3 Exempel på försöksresultat

3.1 Produktutvinning ur slam för intern och extern användning

Produktutvinning ur slam är beroende av "råvarans" egenskaper och innehåll av olika föroreningar och beror till stor del på konsumentbeteende, industrian-slutningar och VA-systemets utformning (kombinerade eller separerade system, sortering av olika flöden i bostäder etc.). Vidare påverkas produktutvinning av olika bestämmelser från miljömyndigheter (krav på slamkvalitet för jordbruksanvändning, krav på viss återvinningsgrad av fosfor etc.) och acceptans från allmänhet och olika intresseorganisationer.

Olika interna produkter kan utvinnas ur slammet vilka kan utnyttjas internt för att underlätta avloppsvatten- eller slambehandlingen (se tabell 3-1).

Produkter utvunna efter slamfraktionering kan också utnyttjas för externa ändamål. Olika exempel redovisas i tabell 3-2. Inom ramen för VA-Forsk-

projektet studerades främst fosforutvinning ur slam utifrån ett flertal examensarbeten och i olika uppdrag av Stockholm Vatten AB. Studierna följdes senare upp i ett licentiatarbete (Stark 2002) finansierat av MISTRA (Urban Water). En utvärdering och beskrivning av olika system för utvinning av fosfor ur slam har redovisats i Naturvårdsverkets rapport 5221 (Balmér *et al.* 2002) "System för återanvändning av fosfor ur avlopp". Fosforåtervinning genom lakning med syra och bas redovisas i en separat VA-Forsk-rapport (Levlin *et al.* 2004). Exempel på samverkan mellan avloppsvattenrening och slambehandling är möjligheter att kombinera en reningsprocess baserad på biologisk/kemisk återvinning av fosfor ur när-saltrika sido, som redovisas i ett separat kapitel.

Arbetena pekar på att en indelning av slamfraktioner i fyra delar är lämplig för fortsatt extern hantering:

- Näringsämnen med utvinning av dessa som fosforsyra, ammoniak eller som ett salt, t.ex. kalciumfosfat, magnesiumammoniumfosfat eller ammoniumsulfat
- Organisk del för utvinning av energi (biogas, förbränning, superkritisk vattenoxidation etc.)
- Oorganisk del för användning t.ex. inom byggnadsindustrin
- Kvarvarande rest av olika metaller för eventuell återvinning eller kontrollerad deponering

Tabell 3-1. Exempel på produkter i slamhanteringen avsedda för interna ändamål.

Typ av produkt	Användning av produkt
Gaser	
Koldioxid	Neutralisering av avloppsvatten med koldioxid producerad till exempel vid anaerob rötning eller förbränning
Metangas	Energiproduktion (värme, elektricitet)
Pyrolysgaser	Energiproduktion (värme, elektricitet)
Vätskor	
Organiska syror	Produktion av metangas, förbättrad denitrifikation och biologisk fosforreduktion
Nitrat	Minskning av luktproblem
Metalljoner som aluminium, järn (II) eller järn (III)	Återanvändning som fällningskemikalier
Fasta ämnen	
Kompost	Minskning av luktproblem (kompostfilter)
Aktivt kol	Adsorption av organiskt material på aktivt kol producerat genom slampyrolys
Nitrifikationsbakterier	Inympning av nitrifikationsbakterier producerade genom nitrifikation av rejektivatten
Slam med en låg halt lättflyktig fraktion	Användning som tyngande material för att förbättra sedimentering till exempel i aktivslamprocessen

Tabell 3-2. Exempel på produkter vid slamhantering avsedda för externa ändamål (Hultman & Levlin 1997).

Typ av produkt	Användning av produkt
Gaser	
Metangas	Energiproduktion (värme, elektricitet), användning som fordonsbränsle
Pyrolysgaser	Energiproduktion (värme, elektricitet)
Vätskor	
Pyrolysolja	Energiproduktion (värme, elektricitet)
Fasta ämnen	
Slam	Användning i jordbruk (med olika möjligheter att förbättra slamkvaliten), markåterställning, markbyggnad, värmeproduktion genom förbränning etc.
Kompost	Användning som jordförbättringsmedel, gödsel etc.
Närsalter	Användning som gödsel, till exempel som ammoniumsulfat, struvit och kalciumfosfat
Specialprodukter	Användning av kalciummagnesiumacetat som vägsalt eller reduktion av kväveoxider vid förbränning
Oorganisk slamfraktion	Användning som byggnadsmaterial (cement, tegel, glas, keramik etc.)

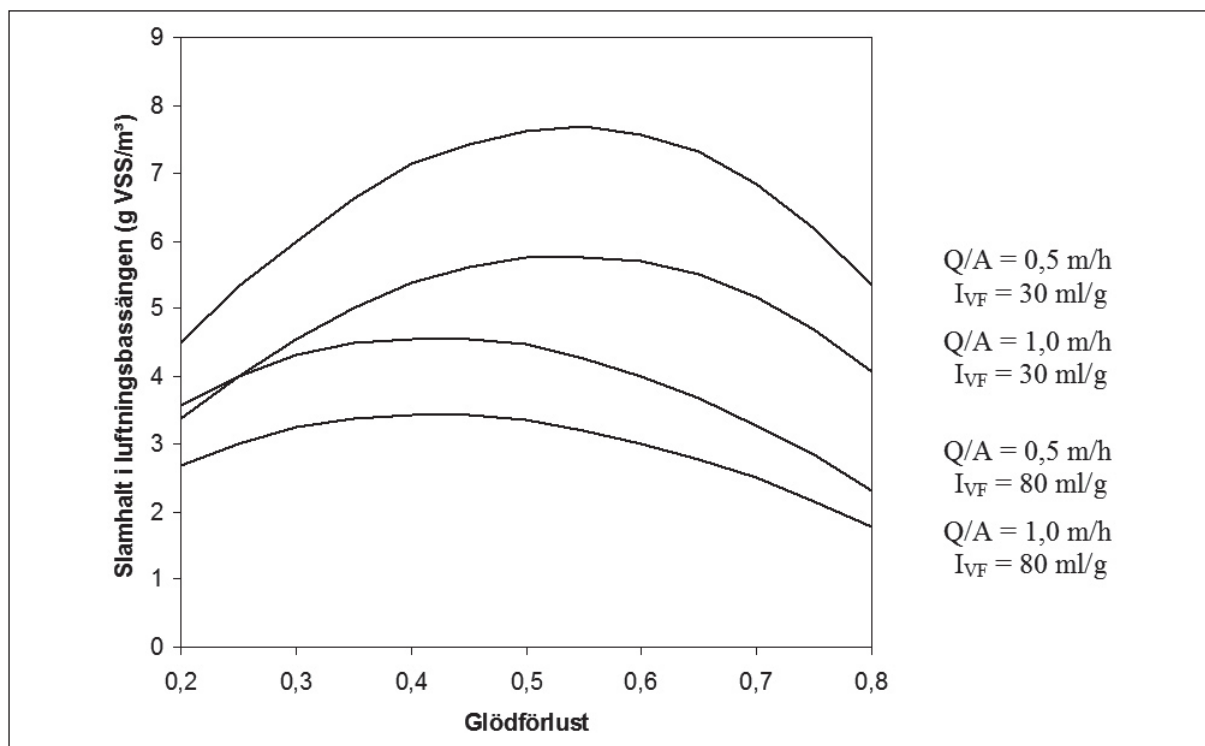
3.2 Sedimentering av slam och slamegenskaper

Sedimentering av slam beskrevs i ett licentiatarbete av Li (2000). Utifrån teoretiska beräkningar kunde approximativa empiriska samband tas fram för att beräkna begränsande partikelflöde i en sedimenteringsbassäng och slamhalten i överskottsslammet beräknas utifrån slammets sedimenteringsegenskaper och returslamflöde dividerat med sedimenteringsbassängens area. Licentiatarbetet visar därmed på ett sätt att utifrån slamegenskaper hos aktivt slam bestämma den högsta halt som kan erhållas hos aktivt slam under givna driftbetingelser för sedimenteringsbassängen innan slamflykt erhålls.

I licentiatarbetet redovisades även hur slammets sedimenteringsegenskaper kunde beskrivas med hjälp av olika slamindex. Ett speciellt index, IVF, "glödförlustkompenserat index" användes för att beskriva effekten av tillsats av oorganiskt material till aktivslamprocessen. Detta kan ske genom tillsats av ett oorganiskt ämne eller recirkulering av suspenderat material med hög andel glödrest från slamhanteringen. Beräkningar visade att glödförlusten bör vara mellan ca 40 och 60% för att halten oorganiskt material i luftningsbassängen skall vara så hög som möjligt (se figur 3-1). I figuren är Q/A ytbelastningen

i sedimenteringsbassängen och IVF = 30 och 80 ml/g svarar mot slam med goda slamegenskaper respektive slam på gränsen till slamsvällning.

Experimentella studier gjordes av Piirtola m.fl. (1998, 1999a, 1999b) av tillsats av tyngande material för att förbättra sedimenterings- och avvattningssegenskaper hos aktivt slam. Tillsats av två zeoliter i kontinuerliga försök förbättrade slammets sedimenteringsegenskaper men kunde ge en negativ effekt på slammets filtrerbarhet (Piirtola *et al.* 1998). Diskontinuerliga försök med tillsats av kalciumkarbonat med framtagning av experimentella värden för slammets sedimenteringsegenskaper följt av simuleringar visade vid försök att partikelflödet till sedimenteringsbassängen skulle kunna öka med 155% räknat som kg SS/m²,h och med 43% räknat som kg VSS/m²,h (Piirtola *et al.* 1999a). En viktig faktor vid tillsats av tyngande material till aktivt slam är att detta binds till slammet och bestäms bl.a. av slammets och tillsatta ämnets ytegenskaper. Experiment med tillsats av tyngande material till ett kontinuerligt pilotförsök indikerade ett lägre behov av tillsats av tyngande material (Piirtola *et al.* 1999b). Med antagande att samma mängd oorganiskt material i slammet gav samma slamvolymindex (SVI), var slutsatsen att ca 50% av tillsatt kalciumkarbonat fastlades i slammet. Apatit hade ingen positiv effekt på slammet. Olika karakteriseringsmetoder för aktivslamflockar sammanställdes av Löwén och Piirtola (1998).



Figur 3-1. Inverkan av glödförlusten på slammets organiska halt (g VSS/m³), i luftningsbassängen före slamflykt (Li 2000).

3.3 Biologisk kvävereduktion och separat nitrifiering av rejektivatten

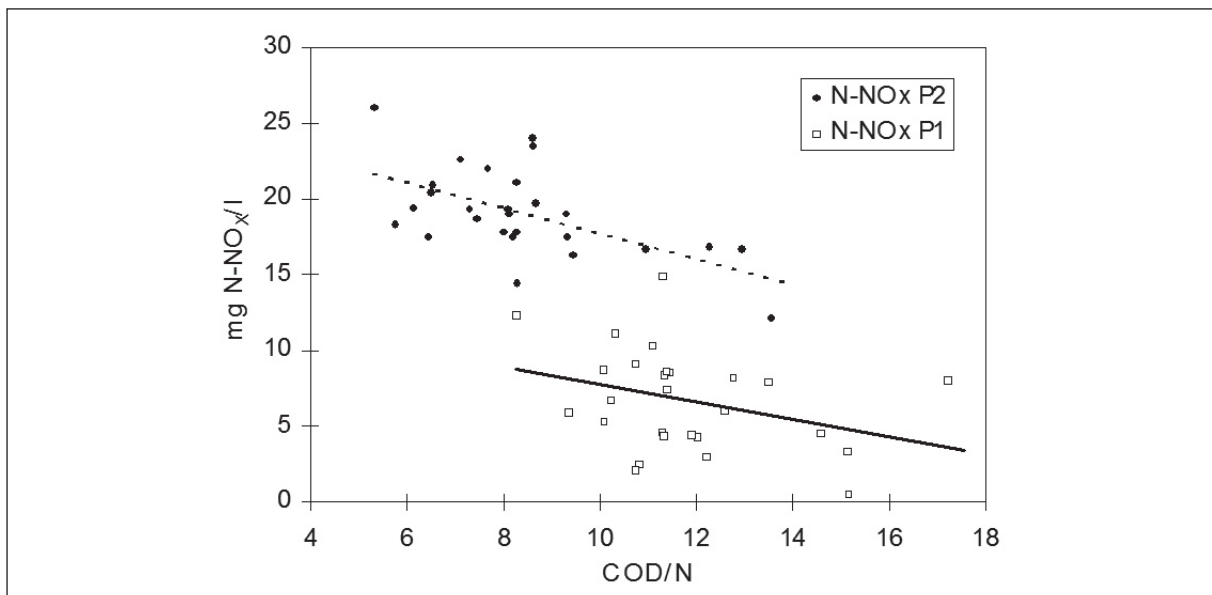
Vid biologisk kvävereduktion har två samspel mellan slam- och avloppsvattenbehandling en stor betydelse, dels tillsats av organiskt material (tillsatt som extern kolkälla eller producerad internt) dels inympning av nitrifikationsbakterier som erhållits genom separat behandling av rejektivatten från avvattning av rötslam. Intern produktion av löst organiskt material kan erhållas genom anaerob behandling av primärslam eller vid termisk hydrolys av t.ex. rötslam.

Trela (2000) presenterade i ett avhandlingsarbete både effekten av tillsats av organiskt material på denitrifikationen (i detta fall utnyttjades externa kolkällor) och effekten av inympning av nitrifikationsbakterier. Denitrifikationsprocessen erfordrar organiskt material för att nitrat skall överföras till kvävgas. Försöken visade att typ av organiskt material i hög grad påverkade kvävereduktionen. En stor andel av lättnedbrytbart organiskt material kunde utnyttjas för denitrifikation medan mer långsamt nedbrytbart organiskt material i betydligt lägre omfattning inte

utnyttjades för denitrifikationen utan istället bröts ned i närvaro av luft i den aeroba zonen. Försök i pilotskala för två parallella linjer i Uppsala illustrerar detta. För samma kvot av COD/N erhöles en betydligt lägre utgående halt av nitrit- och nitratkväve vid försök med en hög andel lättnedbrytbart organiskt material (P1) jämfört med den linje (P2) som enbart erhölet inkommande avloppsvatten med en stor andel långsamt nedbrytbart organiskt material (se figur 3-2).

Experimentell teknik användes för att karakterisera organiskt material med hänsyn till dess lättnedbrytbarhet och experimentella resultat från pilotanläggningar vid Himmerfjärdsverket och i Uppsala (Kungsängsverket) kunde beskrivas med hjälp av enkla modeller. Organiskt material erhållet vid hydrolys av primärslam eller vid termisk hydrolys av rötslam har en stor andel av lättnedbrytbart organiskt material och är därför väl lämpat för att förstärka denitrifikationen. Vid termisk hydrolys av rötslam måste dock hänsyn tas till att hydrolysaten även blir ammoniumrikt.

Separat nitrifiering av rejektivatten från avvattning av rötslam är av intresse eftersom ammoniumhalten är hög och temperaturen lämplig för nitrifikationen. Studier inriktades på att undersöka om bildade nitrifikationsbakterier som inympas i aktivslamprocessens luftningsbassäng kan förbättra och säkerställa



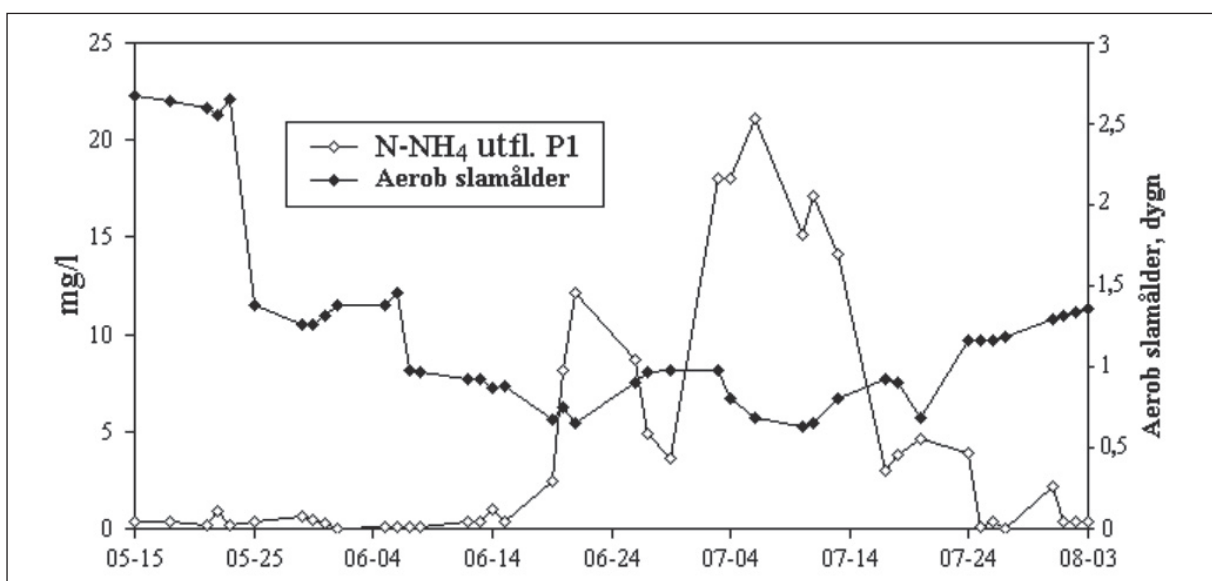
Figur 3-2. Utgående nitrit- och nitratkvävehalt som funktion av COD/N förhållande i inkommande avloppsvatten (Trela 2000).

nitrifikationen även vid förhållandevis låga slamåldrar (Plaza *et al.* 2001; Trela 2000). Inympning av nitrifikationsbakterier kan betydligt underlätta att erhålla en stabil nitrifikation. Vid en inympning av ca 10 ggr högre mängd nitrifikationsbakterier än vad som praktiskt kan utnyttjas vid fullskaledrift erhöles en stabil nitrifikation vid så låg slamålder som 1 dygn (se figur 3-3). En modell utvecklades och verifierades av effekten av inympning av nitrifikationsbakterier på nitrifikationen i aktivslamprocessen för behandling av huvudflödet.

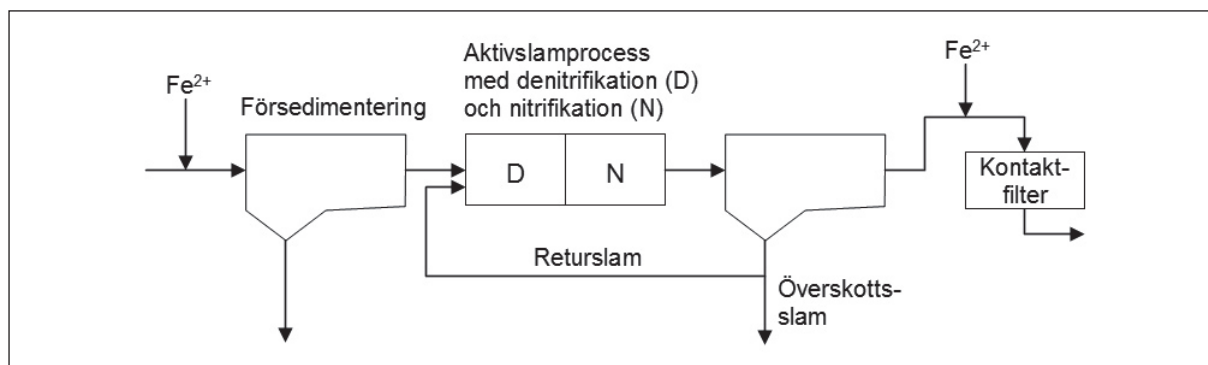
3.4 Kombination av biologiskt/kemiskt avlägsnande av fosfor ur närsalterika sidoströmmar

3.4.1 Kemikaliebehov för fosforåtervinning vid användning av kemisk fällning

Ett större avloppsverk i Sverige drivs ofta med tvåpunktsfällning och illustreras av figur 3-4. Denna



Figur 3-3. Aerob slamålder och utgående ammoniumkvävekoncentrationer som en funktion av tid (ingen inympning skedde 3–10 juli) (Trela 2000).



Figur 3-4. Processchema med försedimentering, fördenitrifikation och kontaktfiltrering.

utformning svarar approximativt mot Henriksdals, Käppalas och Brommas avloppsverk i Stockholm. På många andra verk utnyttjas istället efterfällning med flockning och sedimentering istället för kontaktfilter.

Vid fosforutvinning från slam med kemisk fällning är fosfor i uttaget rötslam kemiskt bunden. KREPRO och BioCon är förslag till system som medelst lakning med syra kan utvinna en hög andel fosfor ur slam eller aska efter slamförbränning. Kemikalieförbrukningen för fosforutvinning ur slam/aska är dock beroende av mängden använda kemikalier för fosforfällning i reningsverket. Svagheter med dessa system är att samtidigt som fosfat löses ut från slammet/askan frigörs även huvuddelen av slammets/askans innehåll av oorganiskt material (förutom kiseldioxid och delar av aluminium). Stor tillsats av fällningskemikalier leder därför till ett högt kemikaliebehov för frigöring av fosfat från slam och den efterföljande utvinningen av en fosforprodukt.

KREPRO och BioCon har studerats med hänsyn till kemikaliebehov för fosforåtervinning (Hultman *et al.* 2001, 2002; Stark *et al.* 2001). Förbrukningen för BioCon i Brønderslev (kvoten järn/fosfor 0,2) är 5870 ekv per ton TS jämfört med 9 490 för KREPRO i Helsingborg (kvoten järn/fosfor 0,7). Det slam som bränns i Brønderslev är från ett verk med biologisk fosforreduktion medan i Helsingborg är en del av slammet biologiskt och en del är från kemisk fällning med järn. Genom beräkningar av kemikaliebehovet för en Biocon och en Krepro anläggning för Henriksdals reningsverk med ett slam med järn/fosforkvoten 1,9 framkom att kemikaliebehovet i huvudsak bestäms av järninnehållet.

Total kemikalieförbrukning, K_e , (ekv/ton TS) kan skrivas:

$$K_e = 4\,000 + 6\,000 \cdot Fe_m/P_m$$

eller om slammet innehåller 1 000 mol P/ton TS

$$K_e = 4\,000 + 6 \cdot Fe_m$$

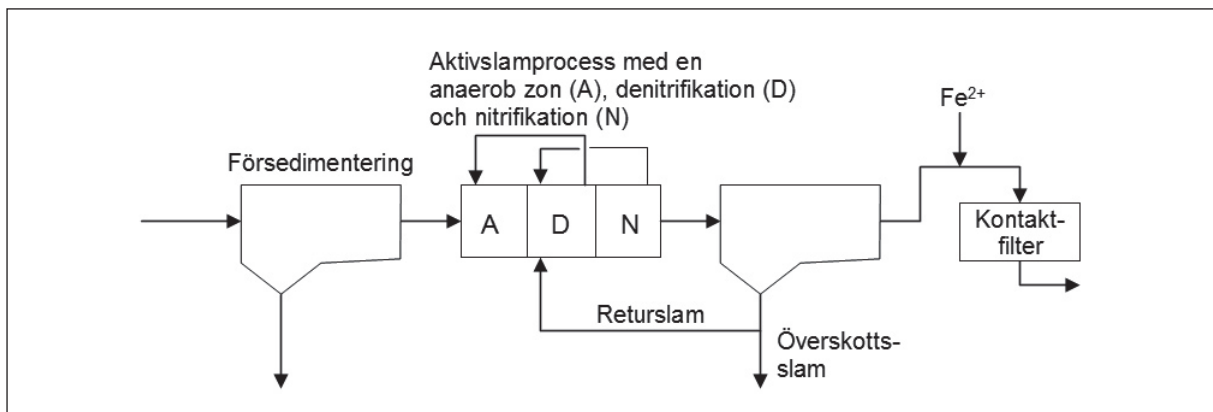
Där Fe_m = antal mol Fe i slammet/ton TS

P_m = antal mol fosfor i slammet/ton TS

Processer där fosfor lakas med bas torde ge en mindre kemikalieåtgång då de flesta metaller förutom aluminium är olösliga i bas. En sådan process är Aqua Reci där fosfor lakas ur restprodukt efter superkritisk vattenoxidation. Vid basisk lakning är dock utlösningen och därmed återvinningsgraden av fosfor lägre (Levlin *et al.* 2004).

3.4.2 Biologisk fosforreduktion och utvinning av fosfat

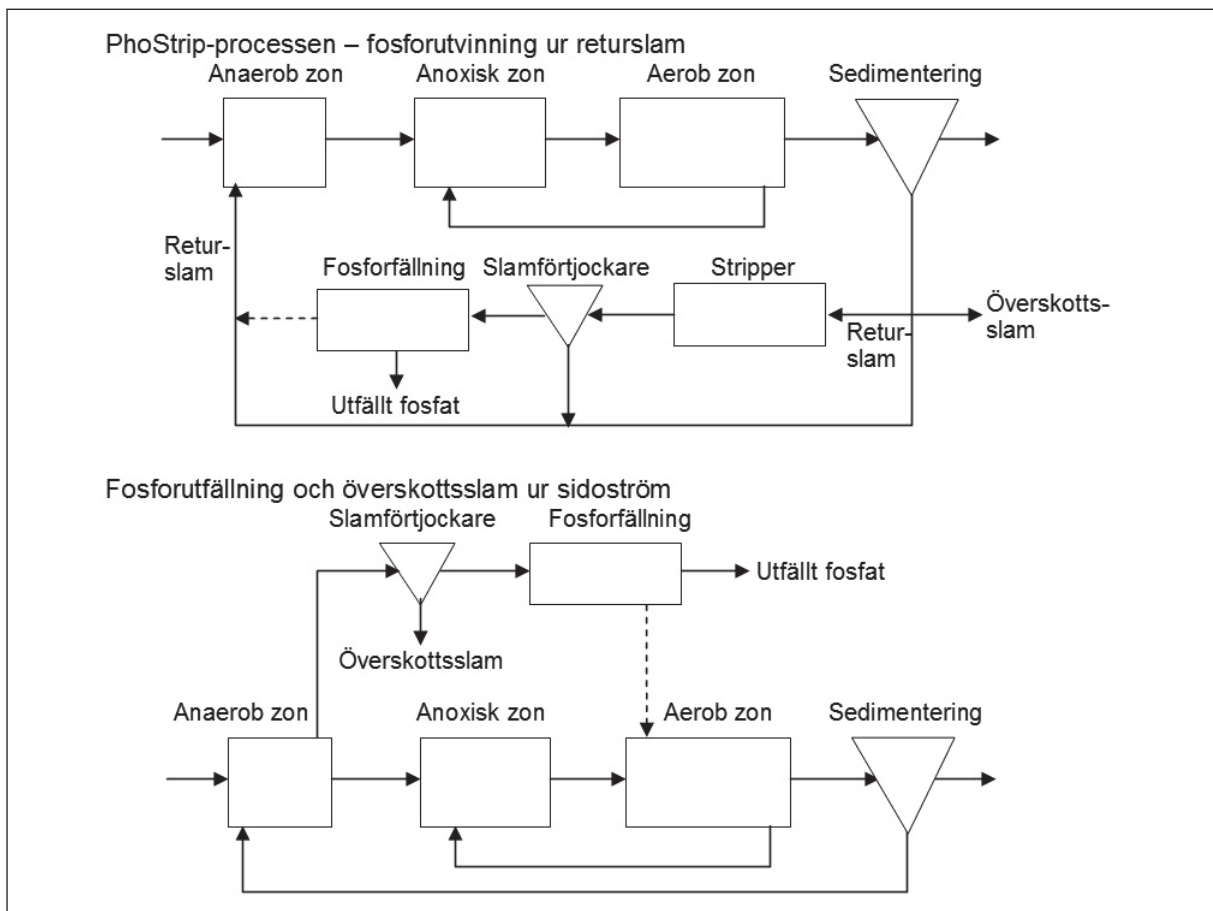
Genom användning av en reningsprocess baserad på biologisk fosforreduktion erhålls möjlighet att utvinna fosfor ur fosforrika delströmmar i aktivslamprocessen (Levlin & Hultman 2003; Balmér *et al.* 2002). Den huvudsakliga forskningen kring utvinning av fosfor ur slam bygger på användning av biologisk fosforreduktion. Vid denna process tar bakterier upp en hög halt av fosfor i cellmassan under syrerika betingelser medan fosfor från dessa bakterier frigörs under syrefria betingelser. Reningstekniken för biologisk fosforreduktion utifrån huvudströmstekniken (dvs. att allt avloppsvatten passerar en syre- och nitratfri zon) har fått störst tillämpning. Ett exempel på processutformning visas i figur 3-5 och skillnader jämfört med figur 3-3 är att en helt syre och nitratfri zon införts i aktivslamprocessen, att nya recirkuleringsflöden införts och att tillsats inte sker av fällningskemikalier före aktivslamsteget. För svenska förhållanden leder de stränga utsläppsvillkoren för fosfor till att en liten dos av fällningskemikalier ofta krävs som efterfällning. Partiellt införande av huvudströmstekniken har studerats vid bl.a. Käppalaverket (Fujii 2000).



Figur 3-5. Processchema med försedimentering, biologisk fosfor och kvävereduktion (UCT-processen) och kontaktfiltrering. UCT-processen är ett exempel på en huvudströmsprocess för biologisk fosforreduktion.

Kemikalieförbrukningen blir därmed lägre än för fosforutvinning ur slam efter kemisk fällning. Figur 3-6 visar två alternativa system för utvinning av fosfat i ett reningsverk baserat på biologisk fosforreduktion (Klapwijk *et al.* 2001). I PhoStrip-processen leds en del av returslammet till en anaerob "stripper" där fosfor frigörs från slammet. Efter separering av slamfasen fälls den lösta fosfaten med kalk. Kalciumfosfat som utvunnits ur en sidoström i reningsverket har en tillräckligt låg halt av föroreningar för att kunna

användas som råvara i fosfatindustrin och omvandlas till konstgödsel. Detta system används bl. a. i Geestmerambacht, Nederländerna, där fosforfällningen sker med en s.k. kristallaktor (Gaastra *et al.* 1998). I det andra alternativet tas en sidoström ut från en syre- och nitratfri zon i aktivslamprocessen. I denna zon är halten löst fosfat i avloppsvattnet hög samtidigt som halten i slamfasen är låg, och en fosforrik vätskefas kan avskiljas från slammet. Ytterligare frigöring av fosfat kan erhållas i förtjockaren vid separation av



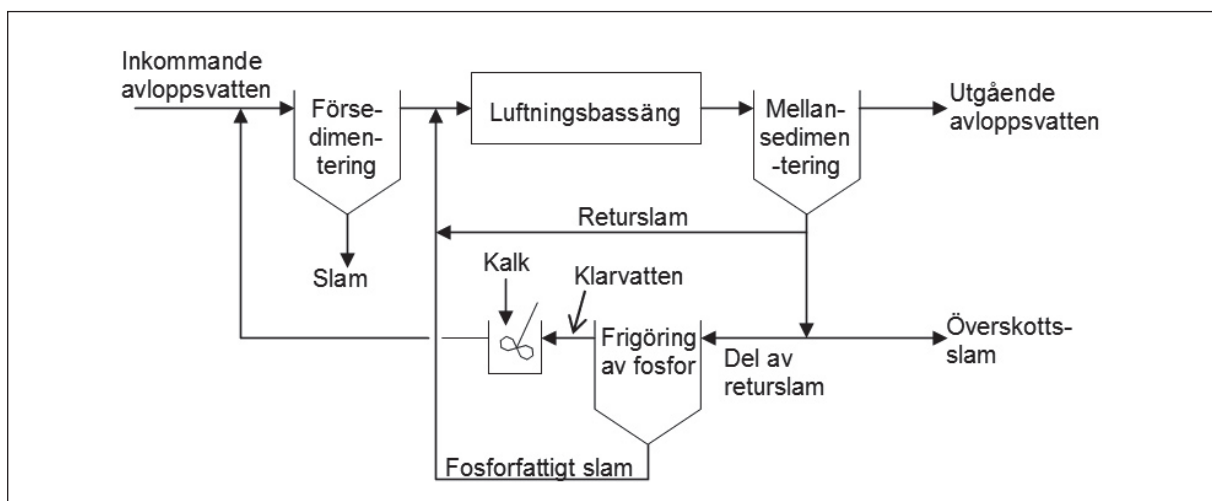
Figur 3-6. Systemteknik för utvinning av fosfat ur aktivslamprocessen vid biologisk fosforreduktion (Klapwijk *et al.* 2001).

slam från vätskefasen. Om överskottsslammet tas ut från denna sidoström, erhålls ett slam med en låg fosforhalt varvid andelen fosfor som avgår från processen via överskottsslammet minimeras.

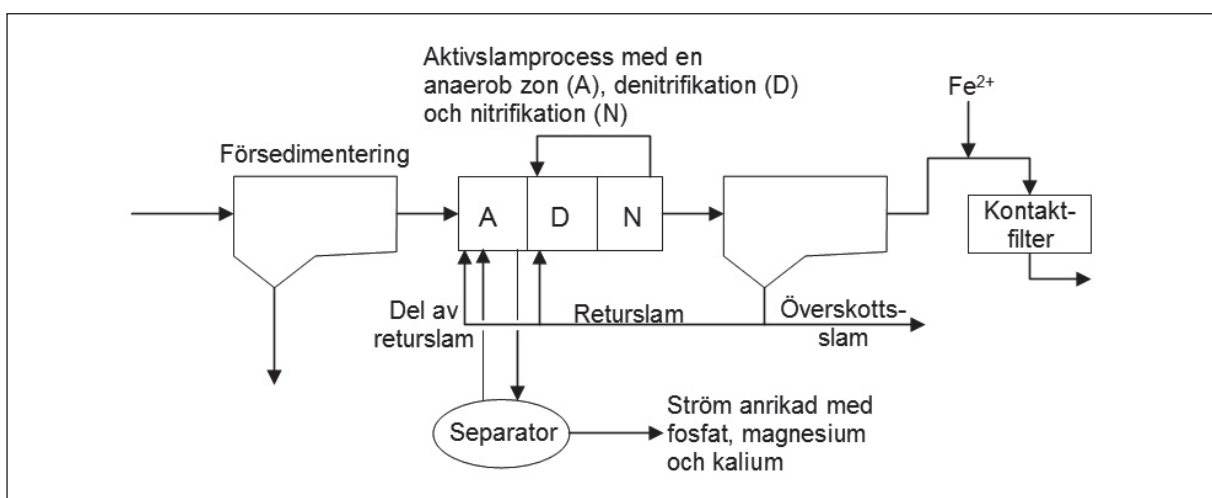
Ett flertal översikter finns om biologisk fosforreduktion t.ex. Arvin (1985), Balmér och Hultman (1988), Morse *et al.* (1998) och Rybicki (1997). I dessa översikter diskuteras även sidoströmsteknik (dvs. allt avloppsvatten passerar inte en helt syre- och nitratfri zon utan istället behandlas en vis del av returslammet, t.ex. 10–20 %, i en sådan zon). Det mest kända exemplet är PhoStrip som i full skala installerades i slutet av 1970-talet vid Reno/Sparks i USA (Drnevich 1979). Processen illustreras av figur 3-7. Eftersom fosforåtervinning inte var aktuell återfördes det kalkfällda slammet till försedimenteringen. Därefter har ett stort antal anläggningar installerats med denna teknik. Det väsentliga motivet för tekniken var i början att en starkt minskad mängd

kalk (ca 10–20 %) utnyttjades jämfört med vad som erfordrades vid efterfällning. Skälet till detta är att erforderlig dos vid utfällning av fosfor med kalk i huvudsak beror på pH-värdet och kalkförbrukningen blir låg om fällningen kan göras på ett mindre delflöde (istället för på hela avloppsvattenflödet). Istället för att återföra utfälld kalciumfosfat till försedimenteringen kan kalciumfosfatet utnyttjas som produkt.

PhoStrip och liknande sidoströmsförfaranden är en konkurrenskraftig teknik som används vid relativt nybyggda verk t.ex. Darmstadt i Tyskland (Hillenbrandt *et al.* 1999) och Geestmerambrecht (Gastr *et al.* 1998) och Haarlem Waarderpolder i Holland (Brdjanovic *et al.* 2000). I PhoStrip utvinns fosfor genom anaerob behandling av en del av returslamflödet. Datorsimuleringar kan göras av processen (Brdjanovic *et al.* 2000). Fosfor kan även utvinnas som i figur 3-8 genom att ett flöde med fosfor i lösning tas ut ur den anaeroba zonen, varefter slammet



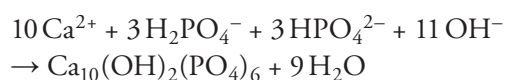
Figur 3-7. Schematisk bild av PhoStrip (Drnevich 1979).



Figur 3-8. Processschema på en sidoströmsprocess för biologisk fosforreduktion med försedimentering, biologisk fosfor och kvävereduktion och kontaktfiltrering.

sedimenteras och återföres till luftningsbassängen. Fosforutvinning ur fosforrika delströmmar med PhoStrip bedöms klara ett fosforåtervinningskrav på knappt 60 % (Balmér *et al.* 2002) och därmed uppfylla Naturvårdsverket krav på 60 % fosforåtervinning år 2015 (Naturvårdsverket 2002). Återvinningsgraden begränsas av att ca 75 % av fosfor i slammet går i lösning vid anaerob behandling. Dessutom kommer en del av den inkommande fosfor att fällas med primärslammet, vilket reducerar återvinningsgraden till 60 %.

Den väsentliga fördelen med tekniken är det låga kemikaliebehovet för fosforutvinningen. Apatit fälls ut enligt formeln:



Teoretisk mängd CaO för stökiometrisk utfällning av 1 kg fosfor uppgår till 3,0 kg CaO eller 90 kg CaO/kg TS för slam med en fosforhalt på 3 %. Olika sidoreaktioner (utfällning av kalciumkarbonat m.m.) och erhållande av lämpligt pH-värde ökar nödvändig dos av kalk upp till 5 kg. Beräkningen visar dock på att fosforåtervinning via biologisk fosforreduktion och utvinning av apatit som produkt kan göras kemikaliesnålt. Användning av heptahydrat för fosforutfällning vid molförhållandet Fe/P på 1,9 uppgår till 17 kg/kg P.

Framställd apatit har en lägre halt av föroreningar än avloppsslam. Eftersom huvuddelen av olika miljöfarliga ämnen i avloppsvatten överförs till slam erhålls en betydligt lägre kvot mellan förorening och fosfor jämfört med sammansättningen för inkommande avloppsvatten eller rötslam. Att fosfor återvinns som apatit med en låg halt av föroreningar medför att PhoStrip och liknande processer ger en produkt som är attraktiv att använda som råvara i fosfatindustrin (Klapwijk *et al.* 2001).

Flera skäl finns för att omändra driften för befintliga avloppsverk med kemisk fällning till driftsätt liknande det för PhoStrip:

- Genom att avlägsna fosfat före rötkammaren undviks problem med ofrivillig utfällning av magnesiumammoniumfosfat.
- En låg kemikalieförbrukning av kalk erfordras (t.ex. 30–40 g CaO/m³ räknat på inkommande avloppsvattenflöde). För att stökiometriskt fälla ut apatit med kalk erfordras ca 3 g CaO per g utfälld fosfatfosfor.

- Investeringsbehov för en PhoStrip-liknande process utgörs av en volym för att frigöra fosfat från slammet, separering av slam med låg fosforhalt från fosfatrikt klarvatten samt utrustning för utfällning av fosfat till kalciumfosfat från den fosforrika delströmmen. En del av aktivslamprocessen kan utnyttjas eller alternativt en rötkammare eller förtjockare som inte erfordras. Irving (1982) skriver att generellt sätt kan PhoStrip-system anpassas till nästan alla anläggningar förutsatt att tillräcklig volym är tillgänglig.
- Biologisk fosforreduktion erfordrar närvaro av lättnedbrytbart organiskt material i den syre- och nitratfria zonen för att fosfat skall frigöras från slammet. Denna mängd är mycket lägre för sidostömsprocesser än för huvudstömsprocesser (t.ex. 10%) beroende på att erforderlig koncentration av polyP-biomassa är ca 10 ggr lägre för en sidostömsprocess än för en huvudstömsprocess (Smolders *et al.* 1996, jfr även Arvin 1985). Erforderligt behov av lättnedbrytbart organiskt material kan därför relativt enkelt alstras internt på ett reningsverk t.ex. genom att hydrolysera primärslam.
- Den fosfatrika ström som erhålles från en sidostömsprocess innehåller sannolikt en relativt låg halt av miljögifter (tungmetaller och organiska miljögifter) eftersom dessa till stor del är slambundna. Vid utfällning eller kristallisation erhålles därför en relativt ren produkt..
- Den relativt höga halten av fosfat i delströmmen (t.ex. 10 ggr högre än fosforhalten i inkommande avloppsvatten) underlättar utvinning av en fosforprodukt.
- Möjligheter finns att upparbeta utfällt slam med hjälp av en kalkugn (som överför kalciumkarbonat till CaO) och i samband därmed utvinna en produkt med hög halt av kalciumfosfat.
- Möjligheter finns att kombinera delströmmen med en hög fosfathalt med en ammoniumrik ström från avvattning av rötslam för utvinning av magnesiumammoniumfosfat.

3.4.3 Kombination av fosfat- och ammoniumrika delströmmar för att fälla struvit

Fosfor kan även återvinnas genom fällning av struvit, magnesiumammoniumfosfat, ur rejektivatten efter slamrötning. Vid rötning av slam från biologisk

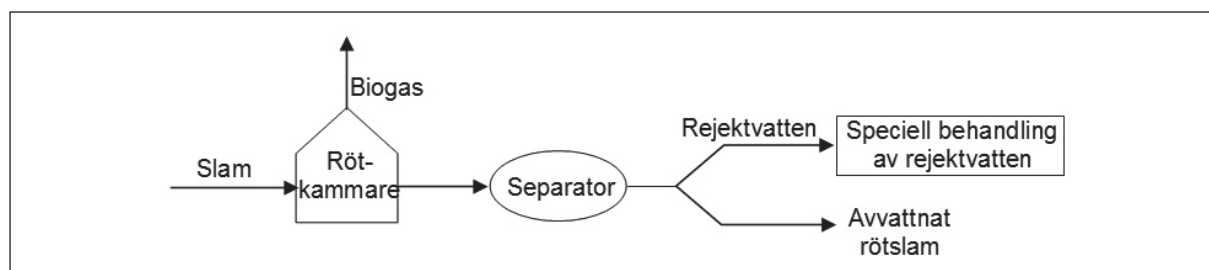
fosforreduktion frigörs fosfor som går tillbaka till reningsverket med rejektivattnet. Återflödet av fosfor med rejektivattnet och därmed möjligheten till struvitutvinning varierar starkt mellan 13 % till 80 % (Strickland 1999). Den stora variationen i fosforåtervinning vid utvinning ur rejektivatten beror på att struvitbildning i röt-kammaren varierar starkt beroende på det inkommande avloppsvattnets hårdhet, dvs. innehåll av magnesium (Münch & Barr 2001). Om struvit fälls ut i röt-kammaren, binds fosfor till rötslammet. Förutom magnesium bidrar även andra ämnen som kalcium och zeolit till att binda fosfor till slammet (Wild *et al.* 1996). Om slammet från den biologiska fosforreduktionen rötas tillsammans med primärslam minskar fosforfrigöringen vid rötningen, då primärslam har en lägre fosforhalt och en högre halt av kalcium och zeolit.

Vid Shimaneprefekturernas reningsverk vid östra Shinjisjön, Japan, var fosforåterföringen med rejektivattnet så stor att rejektivattnet motsvarade 70 % av verkets fosforbelastning. I detta verk återvinns därför fosfat genom struvitutfällning ur rejektivattnet från slamrötningen (Ueno & Fujii 2001), genom tillsats av magnesiumhydroxid så att molförhållandet magnesium fosfor blir 1 och pH-nivån höjs till 8,2–8,8 genom tillsats av natriumhydroxid. Struvitutfällning ur rejektivatten har även provats vid Sloughs reningsverk, Storbritannien (Williams 1999). Av

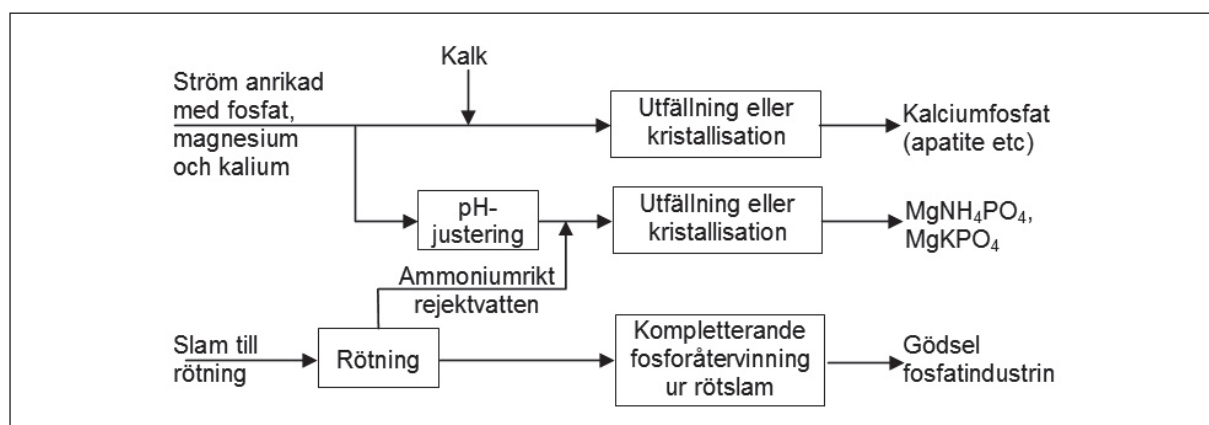
fosforinnehållet i avloppsvattnet (690 kg P/dag) bands 34 % i det rötade slammet, 4 % avskildes med rejektivattnet och 17 % avgick med det avskilda vattnet vid slamförtjockningen före röt-kammarna av fosfor. Vattnet från slamförtjockningen hade dock en för låg ammoniumhalt (34 mg/l) för struvitutfällning. Eftersom rejektivattnet hade en hög ammoniumhalt (750 mg/l) erhöles en optimal struvitutfällning genom att blanda ihop flödena.

Från PhoStrip-liknande processer kan en sidostöm erhållas med en hög halt av fosfat. Efter avvattning av rötslam erhålles ett rejektivatten med en hög ammoniumhalt som kan hanteras separat med olika metoder och ett rötslam (se figur 3-9). Om den fosfatrika strömmen kombineras med det ammoniumrika rejektivattnet finns goda förutsättningar för att utvinna magnesiumammoniumfosfat. Fosfatrika strömmar innehåller även en hög halt magnesium eftersom fosfatutsläpp åtföljs av frigörande av magnesium och kalium för att upprätthålla jonbalans (Imai & Endoh 1990). Ett processchema visas i figur 3-10. Magnesium erhålles dels i samband med frigöring av fosfat och kan även återvinnas.

Endast en viss andel av inkommande fosfor kan utvinnas med denna teknik på grund av att en del av fosfor är bunden i primärslam, avskilt överskottsslam och efterfällt slam. Denna partikelbundna fosformängd är ca 20–30 % av inkommande fosformängd.



Figur 3-9. System för behandling av slam genom rötning följt av möjlighet till separat behandling av rejektivatten.



Figur 3-10. Tvåstegs fosforåtervinning baserad på processteknologi i figur 3-8 och 3-9.

Därför torde den föreslagna biologiska tekniken med utvinning av fosfor bara kunna utvinna ca 50 – 60 % av inkommande fosformängd.

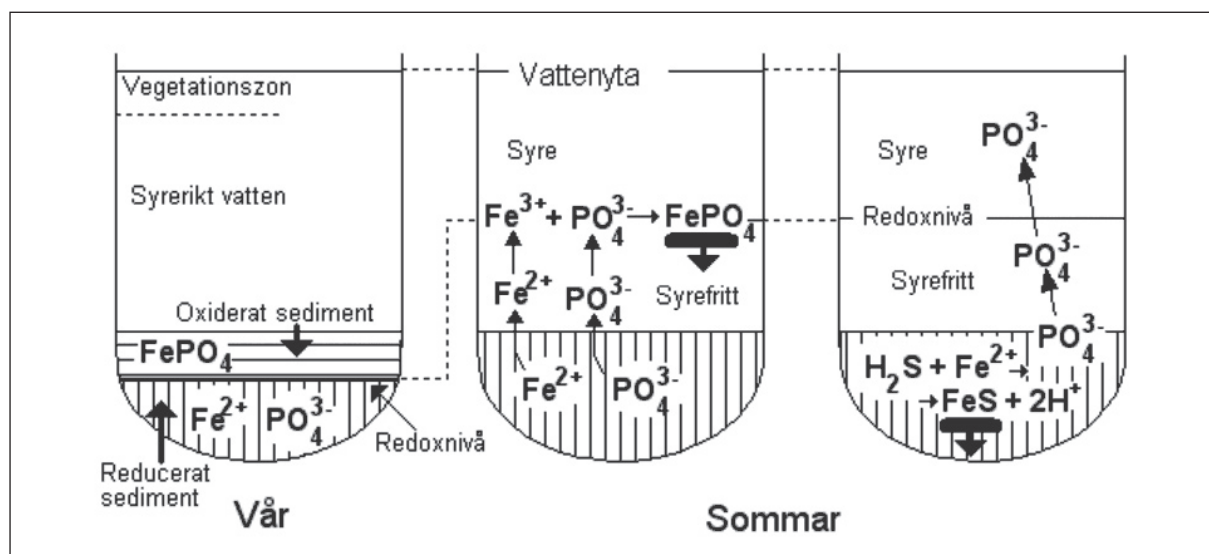
3.5 Återvinning av fosfor med svavelreaktioner.

En teknik för utvinning av fosfat ur järnfosfat kan bygga på de naturliga reaktioner som sker i sediment i sjöar (Hultman 1998). Vid syrerika förhållanden binds fosfat i sedimenten som järn(III)fosfat (figur 3-11). Under syrefria reducerande förhållanden överförs trevärt järn till tvåvärt järn varvid lättlöslig järn(II)fosfat bildas. Trevärt järn kan binda mer fosfat som järn(III)fosfat FePO_4 , än vad tvåvärt järn kan binda som järn(II)fosfat $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, och lösligheten för järn(II)fosfat ($\log K = -32$) är större än för järn(III)fosfat ($\log K = -26$). Om fosfat och järn frigörs från sedimenten oxideras järnet till trevärt och fosfaten faller ut som järn(III)fosfat.

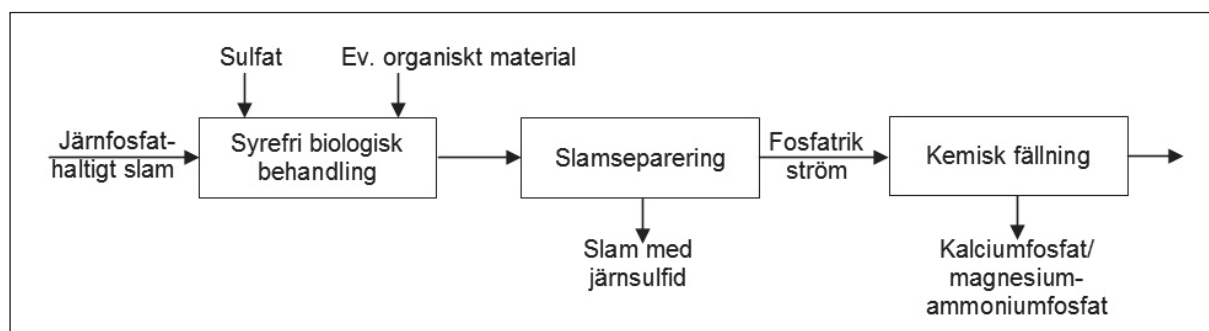
Om sedimenten innehåller sulfid som kan reagera med tvåvärt järn till järnsulfid, kan fosfat bundet till sedimentet frigöras.

En liknande teknologi skulle kunna genomföras för järnfosfathaltigt slam. I ett första steg skulle järnfosfat reagera med sulfid i ett syrefritt steg. Sulfid skulle kunna alstras genom tillsats av sulfat (t.ex. gips) som överförs till sulfid vid oxidation av organiskt material (t.ex. från organiskt slam). Vid förtjockning av slam erhålles en fosfatrik ström som kan vidarebehandlas för utvinning av t.ex. kalciumfosfat (figur 2-12).

Oxidation av sulfider, svavel och tvåvärt järn leder till att vätejoner bildas och att pH-värdet därmed sjunker (se tabell 3-3). Vid lämpliga betingelser kan bakteriell oxidation av dessa ämnen leda till pH-värden under 2 och medföra att metaller frigörs från slammet (Levlin *et al.* 1996). Tekniken med bakteriell lakning av metaller har sedan en lång tid tillämpats inom gruvindustrin och har på senare tid även studerats för att behandla förorenad mark och sediment samt dagvattenslam. Möjligheter finns att utnyttja svavlets kretslopp för att avlägsna metaller ur t.ex. förorenade sediment (Tichy *et al.* 1998).



Figur 3-11. Reaktioner mellan fosfat, sulfid och järn i sjösediment vid vilka fosfat frigörs (Klee 1985).



Figur 3-12. Teknisk process med fosforåtervinning ur järnfosfathaltigt slam.

Tabell 3-3. Syrabildning vid oxidation av sulfider, svavel och tvåvärt järn.

Element	Reaktion
S	$\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
S	$\text{S} + 1,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
S, Fe	$\text{FeS} + 2,25\text{O}_2 + 1,5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{FeOOH} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
S, Fe	$\text{FeS}_2 + 4,25\text{O}_2 + 1,5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{FeOOH} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
Fe	$\text{Fe}^{2+} + 0,25\text{O}_2 + 2,5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{H}^+$

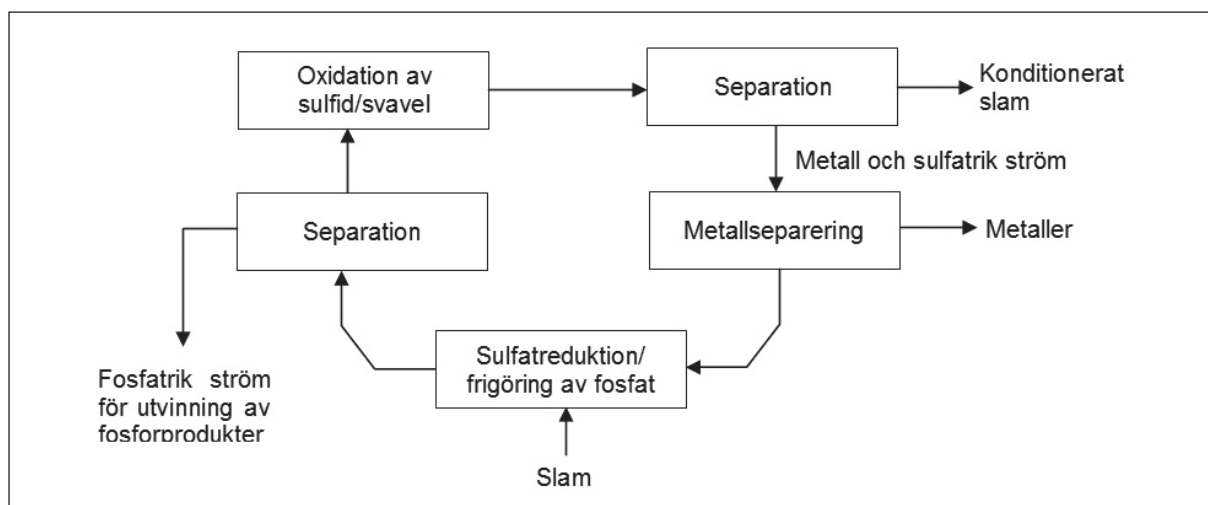
Biologiska system borde kunna utvecklas för att kombinera frigöring av fosfat och separering av metaller från slam med svavelreaktioner som ett internt kretslopp. Fosfat skulle därvid frigöras vid sulfidbildning, medan metaller skulle frigöras vid oxidation av sulfid och tvåvärt järn. En möjlig process visas i figur 3-13. Om svavlets kretslopp skall utnyttjas vid utvinning av fosfat och separering av metaller ur slammet är det viktigt att de olika riskerna och olägenheterna med svavelreaktionerna beaktas (arbetarskydd, korrosion, lukt etc.). Användning av kretslopp för svavel bör underlättas av användning av slutna system.

3.6 Användning av kalkugn för att utvinna kalciumfosfater, återvinna kalk och magnesiumsalter

I flera industriella och kommunala verksamheter används osläckt kalk (CaO) som kemikalie. Denna framställs av kalciumkarbonat genom bränning. Eftersom kalkanvändning ofta leder till bildning av kalciumkarbonat som huvudsaklig restprodukt har

intern teknik utvecklats för att återvinna släckt kalk. Förbränningen av kalk sker främst i en roterande ugn eller i fluidiserad bädd. Som energikälla används vanligen gas eller olja, dvs. på ett avloppsverk skulle biogas kunna användas om denna inte används för andra ändamål. Cellulosaindustrin är det mest kända exemplet på kalkåtervinning vid användning av basisk teknik för att utvinna pappersmassa ur trä (Casey 1960; Whitney 1968).

Kalk kan även användas för att avlägsna hårdhet vid renvattenframställning. Härvid bildas ett kalciumkarbonathaltigt slam. En teknik är härvid att bränna detta slam för att återvinna kalk. Singer (1974) redovisar teknikläget för mitten av 1970-talet och kostnader och energibehov redovisas för ett tiotal anläggningar. Kostnadsuppskattningar tydde på att lönsamhet uppnåddes för anläggningar med en storlek över 6–20 ton kalk/dygn. Olika drifttekniska problem med tekniken redovisas av Scott (1981). Återvinning av kalk påverkas även av andra ämnen som magnesium, aluminium, järn och lera. Speciellt magnesium kan erhållas i betydande grad. Vid mjukgöringsprocessen fälls magnesium ut som magnesiumhydroxid. Magnesium kan dock lösas upp igen som magnesiumvätekarbonat och magnesiumkarbonat



Figur 3-13. System för frigöring av fosfat kombinerat med separering av metaller från slam med svavelreaktioner som ett internt kretslopp.

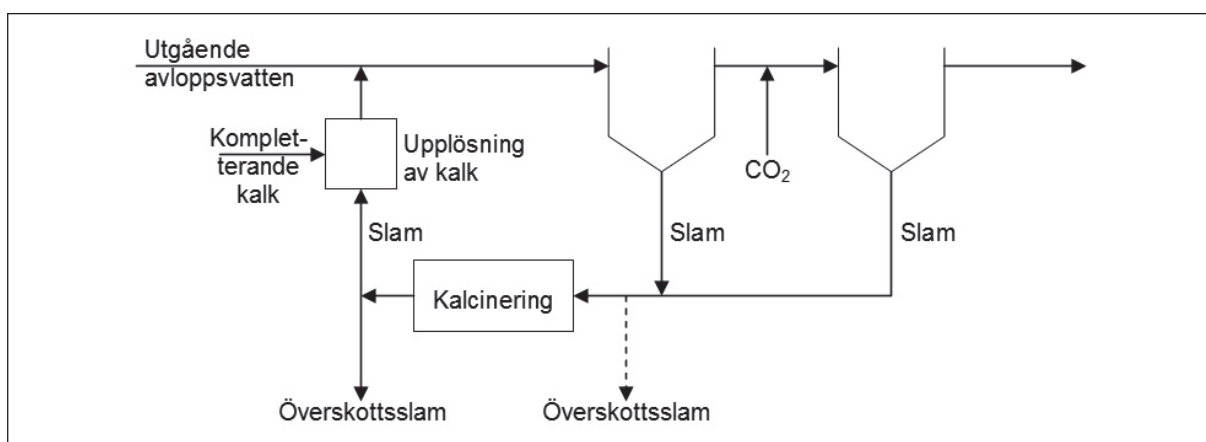
med hjälp av koldioxid som tillförs det utfällda slammet. Koldioxiden kan t.ex. erhållas från kalkugnen. De upplösta magnesiumföreningarna kan användas som koaguleringsmedel tillsammans med kalk för vattenbehandling och ersätter därmed användningen av aluminiumsulfat (Dept. of Publ. Utilities City of Gainesville 1971; Culp & Culp 1974).

Ett system för återvinning av kalk vid efterfällning av avloppsvatten visas i figur 3-14. Vid ökande andel slam som recirkuleras från kalkugnen kommer successivt andelen kalciumfosfat att öka i slammet som tas ut från processen. Efter ca 20 cykler kan ett slam erhållas som ungefär svarar mot brytvärd fosfatmineral (Opferkuch *et al.* 1970). Bildat fosfatrikt kalkslam har ett bra gödslingsvärde med en citratlöslighet mellan 80 och 94% (Adams 1972)

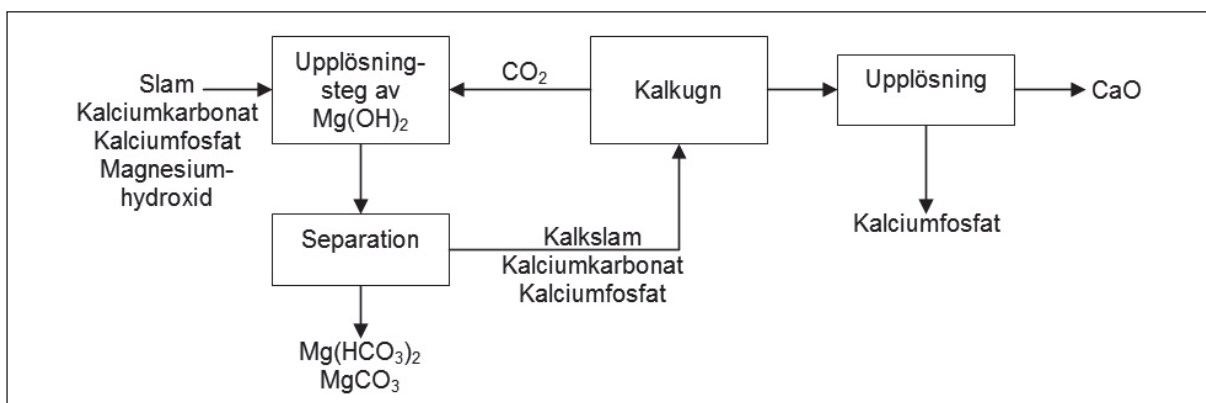
Återvinning av kalk med en kalkugn har fått tillämpning inom cellulosaindustrin och för behandling av slam efter mjukgörning. Vid avloppsvattenrening har tekniken inte fått användning även om tekniken förefaller vara ekonomiskt jämförbar med kostnaderna för kalkinköp. Det kan därför vara av intresse att undersöka om tekniken med tanke på önskemål om fosforåtervinning kan tillämpas på

det slam som bildas vid kalkfällning i en delström. Denna innehåller även en hög halt magnesium eftersom fosfatutsläpp åtföljs av frigörande av magnesium och kalium för att upprätthålla jonbalans (Imai & Endoh 1990). Ett processschema för en sådan process illustreras av figur 3-15 och har följande delar:

- Det slam som främst innehåller kalciumkarbonat, kalciumkarbonat och magnesiumhydroxid passerar ett upplösningsssteg till vilket tillförs koldioxid från t.ex. kalkugnen.
- Efter separation erhålles lösta magnesiumföreningar som t.ex. kan utnyttjas för utfällning av magnesiumammoniumfosfat och ett slam med främst kalciumkarbonat och kalciumfosfat.
- Slammet med kalciumkarbonat och kalciumfosfat tillförs en kalkugn så att kalciumkarbonaten överförs till CaO.
- Bildad CaO löses upp till släckt kalk och som återstod erhålls kalciumfosfat som kan användas som råvara till fosfatindustrin eller direkt som gödselmedel. I samband med den termiska behandlingen är det sannolikt att kvicksilver och en betydande del kadmium avlägsnats från kalkslammet som därmed får en hög renhet.



Figur 3-14. Kalkbehandling för fosfatreduktion (Opferkuch *et al.* 1970).



Figur 3-15 Processchema för återvinning av kalk och utvinning av magnesiumsalter och kalciumfosfat.

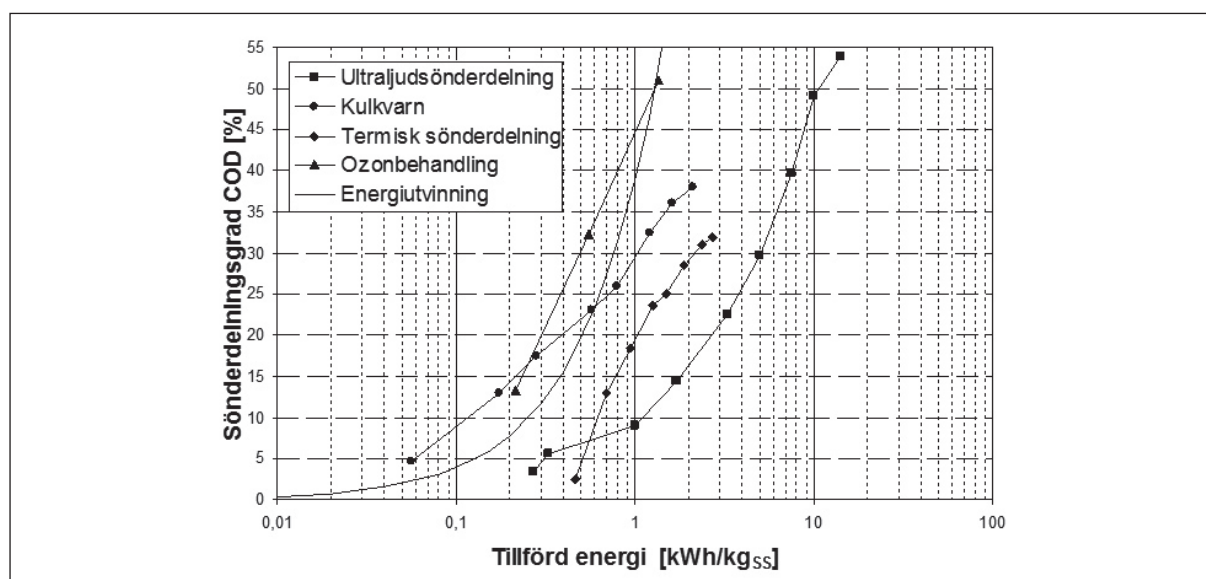
3.7 Skumbildningsproblem i rötkammare

Skumbildning i rötkammare är ett stort problem vid många avloppsverk (Hultman & Levlin 2003). Skumbildning beror på att gasbubblor hårt binds vid slammet så att ett stabilt skum erhålles som inte på ett enkelt sätt kan avlägsnas genom t.ex. omröring. Bindningen gynnas av närvaro av hydrofoba (vattenavstötande) ytor på slammet och närvaro av ytaktiva ämnen och långkedjiga fettsyror. En bakterie, *Microtrix parvicella*, har speciellt kopplats till skumbildning i länder med kallare klimat och har bedömts vara en viktig orsak till skumbildning. Denna bakterie har förmågan att tillväxa både i en aktivslamprocess och i en rötkammare och den kan orsaka skumbildning både i aktivslamprocessen och i rötkammaren. Om skumbildning erhålles beror till stor del på hur hydrofob bakteriens yta är och graden av hur hydrofob den är beror på ett flertal omgivningsbetingelser och är ännu bristfälligt klarlagda. Hypotesen är att *Microtrix parvicella* (och liknande bakterier) i överskottsslammet i samband med tillförsel till rötkammaren tillväxer i rötkammaren och genomgår förändringar i ytegenskaper så att ett skum bildas.

Metoder för att genom behandling av överskottsslam minska skumbildningen i rötkammare kan ha

syftet att bryta ned slamstrukturen hos filamentartade mikroorganismer så att flockstrukturen förstörs och gasbubblor frigörs, oxidation/nedbrytning av hydrofoba ämnen så att vidhäftningen av gasbubblor minskar och avdödning av mikroorganismer. De metoder som främst utnyttjas bygger på mekanisk, kemisk, biologisk och termisk teknik. Figur 3-16 visar en jämförelse mellan några olika metoder. Allmänt sett gäller att låga insatser (låg mekaniskt tillförd energi, låga kemikalietillsatser, måttligt förhöjda temperaturer etc.) främst påverkar slamstrukturen men har liten effekt på att avdöda mikroorganismer. Mekaniska metoder gynnas generellt med hänsyn till energieffektivitet av ökade slamhalter medan kemiska metoder i mindre grad är beroende av slamhalten.

Mekanisk teknik. Ett flertal metoder finns. En ökad slamhalt före det mekaniska steget är allmänt sett positiv och effekten av behandlingen är starkt beroende av tillförd energi per mängd slam. Lägst effektivitet räknat per tillförd energi har ultraljudsteknik. Vissa möjligheter finns att för speciella metoder erhålla en positiv energibalans dvs. att nödvändig energi för den mekaniska sönderdelningen är lägre än energivinster med hänsyn till ökad biogasproduktion. Mekanisk sönderdelning är därför intressant som allmän behandlingsteknik av överskottsslam före rötkammare och som behandlingsmetod för bekämpning av skumbildning i rötkammare. Nackdelar kan bl.a. vara en alltför låg avdödningseffekt av skumbildande mikroorganismer och försämrade avvattning.



Figur 3-16. Sönderdelningsgrad för slam som funktion av tillförd specifik energi med mekaniska metoder (ultraljud och kulkvarn), kemisk (ozon), termisk samt energiutvinning genom ökad biogasproduktion (Müller 2002).

Kemisk teknik. Vissa kemikalier löser upp eller oxiderar komponenter i cellväggar. Främst studerade kemikalier är natriumhydroxid och användning av ozon. Tillsats av natriumhydroxid kan medföra behov av neutralisering före tillförsel till rötkammaren. Möjligheter att tillsätta natriumhydroxid och använda utlösta organiska ämnen som kolkälla för denitrifikation eller biologisk fosforreduktion kan vara av intresse samtidigt som en avdödning kan ske av skumbildande mikroorganismer. Ozon är en relativt energisnål teknik och metodik för ozonframställning är välkänd för andra applikationer (t.ex. desinfektion av dricksvatten). Tekniken är effektiv för skumbekämpning och för att minska slamproduktion och öka biogasproduktion. Vid användning av ozon för behandling av slam bör patentfrågor beaktas.

Biologisk teknik. I detta fall avses främst användning av enzymer och speciell behandling av slam vid förhöjda temperaturer. Termofil rötning bedöms kunna leda till en betydelsefull minskning av skumbildningen.

Termisk teknik. Termisk teknik som pastörisering leder förutom till hygienisering även till minskade skumningsproblem i rötkammaren, en viss minskning av slamproduktionen, en viss ökning av biogasproduktionen och sannolikt till en förbättrad avvattning. Eftersom en långtgående avdödning sker av mikroorganismer innebär tekniken även att en avdödning sker av *Microtrix parvicella*. För att minska slamproduktion och skumbildning kan termofil aerob behandling, temperaturer över hundra grader (i kombination med tryck) och termofil rötning användas. Om hygienisering av slam blir ett framtida krav blir metoder som pastörisering intressant om inte en hygienisering sker senare av rötslammet (i detta fall behandlas primärsлам och biologiskt slam lämpligen gemensamt före tillförsel till rötkammaren).

Ett flertal kombinationsprocesser av mekanisk, kemisk, biologisk och termisk teknik kan vara mer kostnadseffektiva än att enbart använda en metod för behandling av överskottsslam. Detta leder dock till en mer komplex anläggning och är sannolikt främst av intresse om behandlingen har fler syften än enbart skumbekämpning.

4 Sammanfattande diskussion

Samspelet mellan avloppsvatten- och slambehandling är ett försummat FoU-område med betydande potential för processeffektiviseringar och besparingar i driftkostnader. Tre tillämpningar har specialstuderats: inverkan av tyngande material (kan t.ex. erhållas från slampartiklar med hög glödrest), inverkan av organiskt material på denitrifikationen (organiskt material kan produceras internt genom hydrolys av slam) och effekter av inympning av nitrifikationsbakterier.

Olika processer för minskning av slammängder (med olika mekaniska, kemiska och termiska metoder) ändrar även slammets sammansättning så att dess oorganiska del ökar och ändrar dess avvattningsegenskaper. Utvinning av olika produkter från slam via slamfraktionering skapar ofta vattenströmmar med höga halter av organiskt material och närsalter. Ökad halt av ammonium i delflöden kan öka motiv för separat nitrifiering eller kvävereduktion. Produktutvinning ur slam har många sidoeffekter och det är viktigt att ta vara på de processtekniska fördelar som kan erhållas av slammminskning, ökad andel oorganiskt material i slam, möjligheter till kolkälla för denitrifikation och till separat nitrifiering (följt av inympning) av ammoniumrika delflöden.

Kraven på avloppsverkens funktion har successivt ökat under de sista hundra åren. Teknik finns idag för att rena avloppsvatten till samma kvalitet som använt råvatten för dricksvattenproduktion även om brister finns i kunskaper om vissa ämnen t.ex. endokrina substanser och hygieniska faktorer (t.ex. förekomst av virus). Förutom krav på förbättrad rening kommer nya krav sannolikt att ställas på att återföra olika nyttiga ämnen i slam till ett kretslopp (t.ex. rekommendationer att återföra fosfor till produktiv mark) och att minimera behov av extern tillförsel av kemikalier (t.ex. minskning av använd fällningskemikaliedos för fosforreduktion) och energi (t.ex. för att uppfylla mål om minskning av koldioxidutsläpp). För att tillgodose dessa nya krav och önskemål är en bättre förståelse av samspelet mellan avloppsvatten- och slambehandling och möjligheter till produkt- och energiutvinning en viktig grund.

Referenser

Adams C.E. (1972). Disposal and recovery of sludges from physical-chemical processes. Applications of new concepts of physical-chemical wastewater treatment. *Progress in water technology*, Vol. I, sid. 291–306.

Arvin E. (1985). Biological removal of phosphorus from wastewater. *CRC Crit. Rev. in Env. Control*, Vol. 15, Nr. 1, sid. 25–64.

Balmér P., Book K., Hultman B., Jönsson H., Kärrman E., Levlin E., Palm O., Schönning C., Seger A., Stark K., Söderberg H., Tideström H. & Åberg H. (2002). *System för återanvändning av fosfor ur avlopp*. Statens Naturvårdsverk Rapport 5221, ISBN 91-620-5221-7.

Brdjanovic D., van Loosdrecht M.C.M., Versteeg P., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. & Heijnen J.J. (2000). Modeling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder. *Wat. Res.* Vol. 34, Nr. 3, sid. 846–858.

Casey J.P. (1960). *Pulp and paper chemistry and chemical technology*. Interscience Publ. Inc.

Culp R.L. & Culp G.L. (1974). *New concepts in water purification*. Van Nostrand Reinhold Comp. ISBN 0-442-21781-1.

Dep. of Publ. Utilities City of Gainesville (1971). *Magnesium carbonate, a recycled coagulant for water treatment*. Wat. Poll. Contr. Fed. Series 12120 ESW 06/71.

Drnevich R.F. (1979). *Biological-chemical process for removing phosphorus at Reno/Sparks*, NV. USEPA-600/2-79-007

Fujii D. (2000). *Evaluation of biological nutrient removal at Käppala wastewater treatment plant*, Licentiatavhandling, Vattenvårdsteknik KTH, TRITA-AMI-LIC 2048.

Gaastra S., Schemen R., Bakker P. & Bannink M. (1998). Full scale phosphate recovery at sewage treatment plant Geestmerambacht, Holland Int. Conf. on Phosphorus Recovery from Sewage and Animal Wastes, Warwick University, UK 6–7 Maj 1998.

Hillenbrandt T., Böhm E. & Bartl J. (1999). Bewertung des erweiterten Phostripverfahrens und Vergleich mit anderen Verfahren zur Phosphorelimination. *Wasser Abwasser*, Vol. 140, Nr. 2, sid. 86–92.

Hultman B. (1998). Uthållig slamhantering. Föredrag till ”Slamhantering – en framtida utmaning”, VA’98, Stockholmsmässan, VA 3, 16 september 1998

Hultman B. & Levlin E. (1997). Paper 5, Sustainable sludge handling, Advanced Wastewater Treatment Report No. 2, Joint Polish – Swedish Reports, Proceedings of a Polish-Swedish seminar, KTH, May 30, 1997, Vattenvårdsteknik KTH, TRITA-AMI REPORT 3044, ISBN 91-7170-283-0.

Hultman B. & Levlin E. (2003). *Minskning av skumningsproblem och slammängd i röt-kammare*. Mark och Vattenteknik KTH, TRITA-LWR.REPORT 3005, ISBN 91-7283-634-2.

Hultman B. Levlin E., Löwén M. & Mossakowska M. (1997). *Uthållig Slamhantering*. Förstudie. Stockholm Vatten AB, R. Nr 23 sept-97, Stockholm Vatten.

Hultman B., Levlin E., Löwén M., Mossakowska A. & Stark K. (2001). *Utvinning av fosfor och andra produkter ur slam och aska*, delrapport. Stockholm Vatten AB, R. Nr 6 mars.

Hultman B., Levlin E., Löwén M., Mossakowska A. & Stark K. (2002). *Utvinning av fosfor och andra produkter ur slam och aska*. Slutrapport, Stockholm Vatten AB, R. Nr 2, 2002.

Imai H. & Endoh K. (1990). Potassium removal accompanied by enhanced biological phosphate removal. *J. of Fermentation and Bioeng.* Vol. 69, Nr. 4, sid 250–255.

Irving R.L. (1982). Summary report workshop on biological phosphorus removal in municipal wastewater treatment. R.L. Irving & Associates, Inc. Mishawaka, Indiana 46545, Contact No. 68-03-3140.

Klapwijk B., Rulkens W. & Temmink H. (2001). Recovery of phosphorus from sewage, 2nd Int. Conf. on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, Holland, NL, 12–13 March 2001.

Klee O. (1985). *Angewandte Hydrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart & New York.

Levlin E. & Hultman B. (2003). Phosphorus recovery from phosphate rich side-streams in wastewater treatment plants Polish Swedish seminar, Gdansk March 23 – 25, 2003, Polish-Swedish report No 10, TRITA-LWR.REPORT 3004, ISBN 91-7283-471-4, sid. 47–56.

Levlin E., Löwén M., Schmidt E., Hultman B. & Mossakowska A. (1998). *Fosforutvinning ur aska*. Stockholm Vatten AB, R. Nr 54 nov-98.

Levlin E., Löwén M. & Stark K. (2004). *Läkning av slamrest från förbränning och superkritisk vattenoxidation*, VA-Forsk 2004-03.

Levlin E., Westlund L. & Hultman B. (1996). *Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen*. VA-Forsk 1996-08, ISBN 91-88392-99-6.

Li P. (2000). *Use of solids flux theory for activated sludge wastewater treatment process*. Licentiatavhandling, Vattenvårdsteknik KTH, TRITA-AMI-LIC 2055, ISBN 91-7170-602-X.

Löwén M. & Piirtola L. (1998). Characterization of activated sludge flocs. Advanced Wastewater Treatment Report No. 3, Joint Polish – Swedish Reports, Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Nowy Targ, October 1–2, 1998, Vattenvårdsteknik KTH, TRITA-AMI REPORT 3048, ISBN 91-7170-324-1.

Münch E.V. & Barr K. (2001). Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams, *Wat. Res.* Vol 35. No 1, sid. 151–159.

Müller J.A. (2002). Sludge pre-treatment processes – Results and applications. Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21094a.

Naturvårdsverket (2002). *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. Rapport 5214.

Opferkuch R.E., Ctvrtnicek T., Konicek M.G. & Mehta S.M. (1970). The utilization of lime sludges containing phosphates. *Water*, Vol. 67, Nr. 197, sid. 288–293.

Piirtola L., Hultman B. & Löwén M. (1998). Effects of detergent zeolite in a nitrogen removal activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* Vol 38, Nr. 2, sid. 41–48.

Piirtola L., Hultman B., Andersson C. & Lundeberg Y. (1999a). Activated sludge ballasting in batch tests. *Wat. Res.*, Vol. 33, Nr 8, sid. 1799–1804.

Piirtola L., Hultman B. & Löwén M. (1999b). Activated sludge ballasting in pilot plant operation. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 13, sid. 3026–3032

Plaza E., Stypka T. & Hultman B. (2003). Integration and optimisation of urban sanitation systems. Polish Swedish seminar, Gdansk March 23 – 25, 2003, Polish-Swedish report No 10, Mark och Vattenteknik KTH, TRITA-LWR.REPORT 3004, ISBN 91-7283-471-4, sid 1–10.

Plaza E., Trela J. & Hultman B. (2001). Impact of seeding with nitrifying bacteria on nitrification process efficiency. *Wat. Sci. Tech.* Vol 43, Nr. 1, sid. 155–164.

Scott J.C. (1981). Chapter 14, Calcining sludge – A partial solution. *Sludge and its ultimate disposal*. Ann Arbor Sci. Publ. Inc. ISBN 0-250-40386-2.

Singer P.C. (1974). Softener sludge disposal: What's best? *Wat. Wastes Eng.* December, sid. 25–30.

Smolders G.J.F., van Loosdrecht M.C.M. & Heijnen J.J. (1996). Steady-state analysis to evaluate the phosphate removal capacity and acetate requirement of biological phosphorus removing mainstream and sidestream process configurations. *Wat. Res.* Vol. 30, Nr. 11, sid 2748–2760.

Stark K. (2002). *Phosphorus release from sewage sludge by use of acids and bases*. Licentiatavhandling, Mark och Vattenteknik KTH, TRITA-AMI LIC 2005, ISBN 91-7283-307-6.

Stark K., Hultman B., Mossakowska A. & Levlin E. (2001). Kemikaliebehov vid fosforutvinning ur avloppsslam. *Vatten*, Vol. 57, Nr. 3, sid. 207–215.

Strickland T. (1999). Perspectives for phosphorus recovery offered by enhanced biological P removal. *Env. Tech.* Vol. 20 Nr. 7, sid. 721–725.

Trela J. (2000). Intensification of biological nitrogen removal in a two-phase activated sludge process with pre-denitrification. Royal Institute of Technology, Stockholm, Report No. 8 Joint Polish – Swedish Reports, TRITA-AMI Report 3081, ISBN 91-7283-020-4.

Tichy R., Rulkens W.H., Grotenhuis J.T.C., Nydl V., Cuypers C. & Fajtl J. (1998). Bioleaching of metals from soils or sediments. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 37, Nr. 8, sid. 119–127.

Ueno Y. & Fujii M. (2001). 3 years operating experience selling recovered struvite from full-scale plant. 2nd Int. Conf. on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, Holland, NL, 12–13 March 2001.

Wild D., Kisliakova A. & Siegrist H. (1996). P-fixation by Mg, Ca and zeolite A during stabilization of excess sludge from enhanced biological P-removal. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 34, Nr. 1–2, sid. 391–398.

Williams S. (1999). Struvite precipitation in the sludge stream at Slough wastewater treatment plant and opportunities for phosphorus recovery. *Env. Tech.* Vol. 20 Nr. 7, sid. 743–747.

Whitney R.P. (1968). *Chemical recovery in alkaline pulping processes*. Tappi Monograph Series Nr. 32.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se