

MAXIMERING AV SLAM OCH BIOGASPRODUKTION FÖR ATT MOTVERKA GLOBAL UPPVÄRMNING

Maximizing sludge and biogas production for counteracting global warming

av ERIK LEVLIN, *Inst. för Mark och Vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, S-100 44 Stockholm, Sverige*
e-post: levlin@kth.se



Abstract

Can wastewater treatment contribute to counteract global warming? Increased biogas production for substituting fossil fuel is one possibility. However, an active sludge process with biological nitrogen and phosphorus removal consume organic material, gives a sludge with less digestibility and need energy for aeration. The amount of produced sludge corresponds to half of the organic material in the sewage water. If the degree of digestion is 40 % it means that 20 % of the organic content have been transformed to biogas. Anaerobic digestion of the sewage water can give 60 to 80 % conversion of organic material in the sewage water to biogas and thereby 3 to 4 times larger biogas production. However, if maximum amount of the carbon source is used for biogas production there will be no carbon source for biological nutrient removal. Therefore new methods for nutrient removal without carbon source has to be developed, for which struvite precipitation and can anammox be used. The pilot plant Hammarby Sjöstadswerk is a unique resource owned by KTH and IVL Swedish Environmental Institute, which can be used for these studies. Also the possibility to use sewage sludge to counteract global warming by recycling carbon to deep sea sediments should be studied.

Key words – Anammox, digestion, biogas, energy recovery, pilot plant Hammarby Sjöstadswerk, global warming, nutrient removal, phosphorus recovery, struvite, sewage sludge

Sammanfattning

Kan avloppsreningen bidra till att motverka den globala uppvärmningen? Ökad produktion av biogas för att ersätta fossila bränslen är en möjlighet. Emellertid förbrukar en aktivslamprocess med biologisk kväve- och fosforrening organiskt material, ger ett slam med lägre röthbarhet samt kräver energi för luftning, vilket minskar biogasproduktionen och ökar energikonsumtionen. Den slammängd som produceras motsvarar hälften av det organiska innehållet i avloppsvattnet. Om röttningsgraden är 40 % medför det att ca 20 % av det organiska materialet i avloppsvattnet har omvandlats till biogas. Anaerob rötning av avloppsvattnet kan ge 60 till 80 % omvandling av det organiska innehållet i avloppsvattnet till biogas och därmed 3 till 4 gånger större biogasproduktionen. Men om maximal mängd organiskt material används för biogasproduktion saknas kolkälla för biologisk näringsrening. Därför behöver nya metoder utvecklas för avlägsnande av närsalter utan kolkälla, för vilket struvitfällning och Anammox kan vara lämpliga metoder. Pilotreningsverket Hammarby Sjöstadswerk som ägs av KTH och IVL Svenska Miljöinstitutet är en unik resurs som kan användas för dessa studier. Även möjligheten att använda avloppsslam för att motverka den globala uppvärmningen genom återföring av kol till djuphavssediment bör studeras.

Inledning

Organiskt avfall finns både i slam från avloppsrening och som kommunalt organiskt avfall från till exempel hushåll. Hållbar hantering av kommunalt organiskt avfall och avloppsslam har som ett viktigt mål att återvinna

resurser utan att återföra för människan eller miljön skadliga ämnen (Levlin 1999, Hultman och Levlin, 1997). Ett annat viktigt mål är att inte deponera avfall och slam på deponi. Nedbrytning av organiskt material som deponeras på deponi producerar CO₂ och metan som återför kol till atmosfären och orsakar global upp-

värmning. I Sverige infördes en skatt på 250 kr/ton för allt deponerat fast avfall år 2000 (SFS 1999:673). Först förbjöds deponering av brännbart avfall och sedan år 2005 finn ett förbud mot deponering av allt organiskt material på deponi (SFS 2001:512).

Även för avloppsvattenreningen förväntas höjda krav:

- Återföring av minst 60 % av fosformängden i inkommande avloppsvatten till jordbruk eller till olika produkter (beslut från Sveriges riksdag)
- Införande av kvävereduktion till 30–35 avloppsverk i södra och mellersta Sverige (i princip godtaget av svenska regeringen) och eventuellt för liknande antal avloppsverk i norra Sverige utifrån EU-krav (inte accepterat av svenska regeringen)
- Sverige måste vidta åtgärder för att fullfölja åtagandena inom BSAP, Baltic Sea Action Plan överenskomsten (Naturvårdsverket, 2009) som innebär att utsläpp av kväve skall minska med 16 800 ton och fosfor med 280 ton. Ett förslag är att alla tillståndspliktiga reningsverk når en 80 procentig avskiljning av kväve. Ett annat förslag är att tillståndspliktiga reningsverk når ett gränsvärde på 2 mg N/l i utgående vatten. Gränsvärdet 2 mg N/l kan uppnås med efterdenitrifikation, varvid en bedömning gjorts att avloppsrenings energiförbrukning kommer att öka med 67 000 MWh/år och behovet av kolkälla i form av t.ex etanol eller metanol med 24 000 ton BOD/år.

Den globala uppvärmningen kan motverkas genom att fossila bränslen ersätts med biogas från rötning av avloppsslam vilket minskar klimatpåverkan från utsläpp av koldioxid. Maximal utnyttjande av det organiska innehållet i avloppsvattnet ger maximal biogasproduktion och bäst möjligheter att motverka global uppvärmning. Emellertid förbrukar en ordinär aktivslamprocess med biologisk kväve- och fosforrening organiskt material, ger ett slam som med lägre rötbarhet (Gary m.fl., 2007), samt kräver energi för luftning vilket minskar biogasproduktionen och ökar energikonsumtionen. För att minska avloppsreningsens klimatpåverkan behövs utveckling av nya processer för fosfor och kväverening som minimerar behovet av energi och kolkälla (Levlin, 2009).

Vid rötning minskas slammängden, varvid en del av det organiska materialet genom anaeroba (syrefria) nedbrytningsprocesser omvandlas till biogas. Nedbrytningen sker i tre steg med hjälp av olika bakteriegrupper:

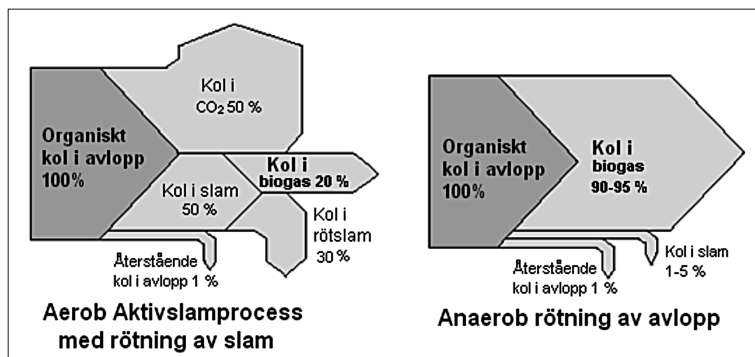
1. Hydrolys av suspenderat material och lösta organiska föreningar med hög molekylvikt till mindre delar. Detta steg kan även ske kemisk genom termisk hydrolys.
2. Fermentation av hydrolysisprodukterna till olika organiska syror samt vätgas och koldioxid
3. Omvandling av de organiska syrorna till metan.

Vid konventionell rötning sker alla nedbrytningsstegen i samma reaktor. De inblandade bakteriegrupperna har delvis olika krav på livsbetingelser och har dessutom olika tillväxthastighet. Metanbildningen är i de flesta fall hastighetsbestämmande, vilket innebär att processbetingelserna vanligtvis optimeras för att tillmötesgå metanbildarnas krav. Mängden bildad biogas är 0,9 m³/kgTS nedbrytet organiskt material med ett energinnehåll på 6 kWh/m³ gas (Ødegaard 1995). Med en nedbrytningsgrad på 40–50 % erhålls ett energiutbyte på 2,1–2,7 kWh/kgTS. Vid förbränning oxideras alla organiska ämnen vilket ger ca 5 kWh/kgTS, medan biogasen som erhålls vid rötning motsvarar 85–90 % av energiinnehållet i den fraktion av det organiska materialet som bryts ner mikrobiellt vid rötningen (Owen 1982). Vid förbränning av avloppsslam åtgår det dock, beroende på vatteninnehållet, en stor mängd energi för att förångna vatten, men en stor del av förångningsenergin kan dock återvinnas genom rökgasondensering. Om man kan få en större andel av det organiska materialet att brytas ned mikrobiellt, bör energiutbytet av röttningsprocessen kunna ökas. I aerob luftad jord kan även svårnedbrytbart organiskt material brytas ner, men då får bakterierna hjälp av svampar som bryter ner ämnen som t.ex. lignin (Tjoedsson och Nykvist 1973).

Den globala uppvärmningen kan motverkas genom att fossila bränslen ersätts med biogas från rötning av avloppsslam vilket minskar klimatpåverkan från utsläpp av koldioxid. Maximal utnyttjande av det organiska innehållet i avloppsvattnet ger maximal biogasproduktion och bäst möjligheter att motverka global uppvärmning. Med anaerob behandling av avloppsvatten kan en stor produktion av biogas uppnås (Kepp och Solheim, 2000). Figur 1 visar en jämförelse av biogasproduktion från aktivslamprocess med slamrötning, där hälften av det organiska innehållet i slammet omvandlas till biogas, och rötning av allt avloppsvatten, där merparten av det organiska innehållet i avloppsvattnet omvandlas till biogas. Om hälften av det organiska materialet i avloppsvattnet oxideras i aktivslamprocessen och röttningsgraden är 40 % omvandlas 20 % av det organiska innehållet i avloppsvattnet till biogas. Om anaerob rötning av avloppsvatten medför att 90–95 % omvandlas till biogas ger det mer än en fyrdubbling av biogasproduktionen. Hur mycket biogas som kan erhållas med anaerob teknik kan dock variera betydligt, vilket framgår av figur 2 som visar reduktion av COD (Kemiskt Syrebehov) mot behandlingstemperatur för 29 referenser sammanställda av Hellström m.fl., (2008).

Det oorganiska innehållet i avloppsvatten är biologiskt lättnedbrytbart, eftersom det består av mer lättnedbrytbara kolhydrater och fetter, jämfört med överskottsslam som består av komplexa kolhydrater, proteiner och långa kolvätekedjor som bildats av mikroorganismer

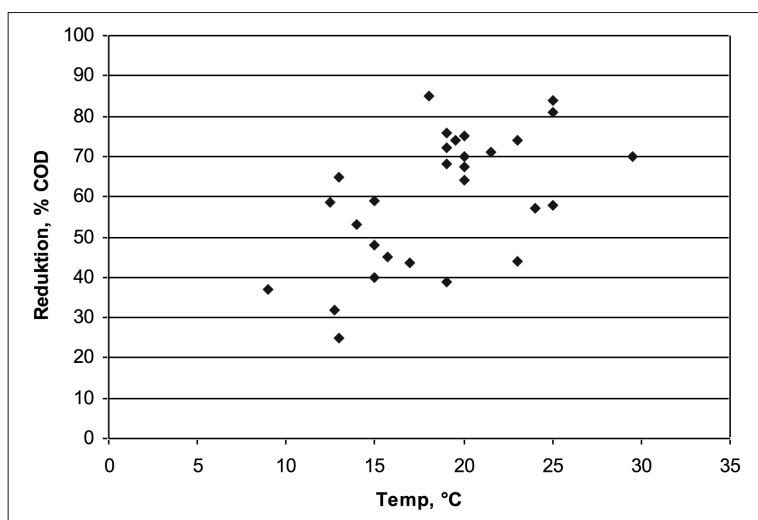
Figur 1. Jämförelse av biogasproduktion från aerob aktivslamprocess med slamrötning och anaerob avloppsvattenrötning (modifierad från Kepp och Solheim, 2000).



som växer (Gary m.fl., 2007). Detta gör en anaerob process mer energieffektiv, vilket kan spara fossila bränslen och motverka global uppvärmning. Men rötning av avloppet ger mindre möjlighet för att erhålla biologisk närsaltsrening. Biologisk närsaltsrening kräver även kolkälla, som minskar mängden organiskt material som kan avskiljas som primärslam och därmed minskar möjligheten att producera biogas. Fosfor kan avskiljas genom kemisk fällning men att finna en metod för kväverening utan luftning och kolkälla är en stor utmaning. I inkommande avlopp till Käppala (Käppala, 2009) var fosforhalten 6,1 mg P/l (0,20 mmol/l), totalkväve 38 mg N/l (2,7 mmol/l) och ammonia 27 mg N/l (1,9 mmol/l). I inkommande avlopp till Henriksdal (Stockholm Vatten, 2008) var fosforhalten 6,8 mg P/l (0,22 mmol/l), totalkväve 43 mg N/l (3,1 mmol/l) och ammonia 27 mg N/l (1,9 mmol/l). Räknat i mmol/l är kväveinnehållet i avloppsvattnet mer än tio gånger större än fosforinnehållet.

Biogas är lättare att framställa från primärslam där avloppsvattnets mer lättnedbrytbara föroreningarna fällts kemiskt, än från överskottsslam från aktivslamprocess med biologisk närsaltsrening. Förutom att en stor del av det organiska innehållet förbrukas genom mikroorganismernas ämnesomsättning har aktivslamprocessen även en stor energiförbrukning för luftfläktar. En jämförelse av Ødegaard (1995) mellan ett reningsverk med kemisk förfällning och ett med biologisk fosforering, bäge med biologisk kväverening genom postdenitrifikation, visade att energibehovet för luftning var 42 % större med biologisk fosforering och biogasproduktionen var 45 % mindre. Ett mindre behov av luftning och en större produktion av biogas medför därmed att kemisk fällning gav ett positivt energiutbyte jämfört med biologisk fosforering.

En process med biologisk kväve- och fosforering som har ett energibehov på 6 W/person kommer enligt Wilsenach och van Loosdrecht (2003) att med separe-



Figur 2. Reduktion av COD (Kemiskt Syrebehov) mot temperatur för anaerob behandling av avloppsvatten enligt data från 29 referenser sammanställda av Hellström m.fl., (2008).

Tabell 1. Utsläpp av växthusgaser och andra luftföroreningar från förbränning av biogas från rötning av slam och utsläppen från deponering av rötslam (ton/år) år 2001 beräknat på totalt 1000 toner TS slam före rötning (Levlin, 2003).

	Växthusgaser			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	GWP
BiogASFörbränning	843	0,010	0,019	850
Från rötslam	1269	2,911	4,665	2777
Totalt	2112	2,921	4,684	3627

ring av urin från inkommande avloppsvatten ge en nettoenergiproduktion på 1 W/person. Då urin bidrar med 80 % av kvävet och 45 % av fosfor i avloppsvattnet, minskar urinseparering behovet av rening från näringsämnen, vilket minskar behovet av kolkälla och energi för luftning. Mer kolkälla kan användas för biogasproduktion, varvid energin från producerad biogas med urinseparering blir större än energibehovet för luftning.

Klimatpåverkan från avloppsrening på Åland

En beräkning på mängden avloppsslam, slam, producerad biogas, utsläpp av växthusgaser, energiutvinning etc. har gjorts i en studie av utsläpp av växthusgaser och andra luftföroreningar för år 2001 vid Ålands landskapsregering (Levlin, 2004, 2003). Den största delen av utsläppen (56 %) är från sjötransporterna, som är de färjor som går mellan Sverige och Finland. Utsläppen av växthusgaser från avlopp och avfallshantering på Åland uppskattas till 0,8 ton CO₂-ekvivalenter per capita, vilket är 4 % av de totala utsläppen av växthusgaser. Tabell 1 visar utsläpp från förbränning av biogas från rötning av slam och utsläppen från deponering av rötslam (ton/år) år 2001 beräknat på totalt 1 400 ton TS (TorrSubstans) slam före rötning. Utsläpp av gaser från lagrat eller depo-

nerat slam har beräknats med emissionsfaktorer från RVF Utveckling (2002), som är en metanemission på 3,13 kg/Mg TS och dikväveoxidemission på 5 kg/Mg TS. Men, kompostering av slammet vilket är en biologisk aerob oxidation som dock inte utnyttjar energiinnehållet i slammet, kommer förmodligen att reducera metan- och dikväveoxidemissionerna. Mängden producerad biogas från totalt 1400 ton DS avloppsslam var 219 000 m³. Användning av biogas, som ger 1,3 GWh energi, för att ersätta fossila bränslen skulle spara 178 ton olja och minska den globala klimatpåverkan från avloppsrening på Åland från uppskattningsvis 5 200 till 4 200 ton koldioxidkvivalenter.

Pilotreningsverk Hammarby Sjöstadsverk

Kungliga Tekniska Högskolan KTH och IVL Svenska Miljöinstitutet har 2008 gemensamt tagit över ansvaret för Hammarby Sjöstadsverket, som har linjer rening av avloppsvatten för 150 PE (1,5 m³/timme) i pilotskala:

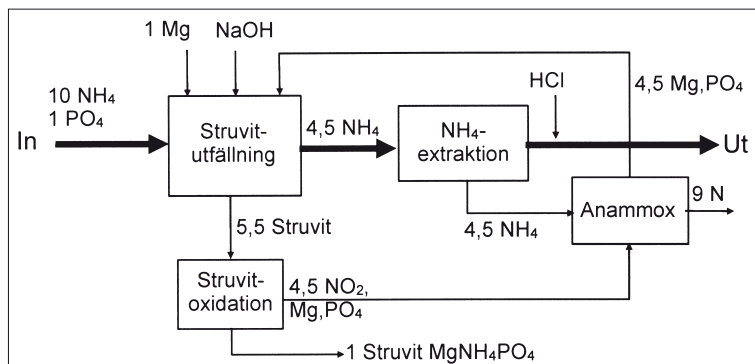
- Aerob avloppsvattenrening med aktivslamprocess och sedimentering (figur 3 a).
- Aerob avloppsvattenrening med membranbioreaktor MBR (figur 3 b), en aerob reaktor med nedsänkt mikrofilter, och trumfilter för separation av primärslam.
- Anaerob avloppsvattenrening med UASB (Upstream Activated Sludge Blanket) reaktor (figur 3 c).
- Slambehandling med röt-kammare (figur 3 c) och avvattning.

För att maximera biogasproduktion och minska energiförbrukningen har användning av anaerob teknik för rening av avloppsvatten studerats på Hammarby Sjöstadsverk. Med anaerob behandling kan en stor biogasproduktion uppnås, dock utan möjlighet för biologisk närsaltsrening. Möjligheten att använda omvänd osmos för avlägsnande av näringsämnen har studerats (Kieniewicz, 2006), men energiförbrukningen är mycket hög.



Figur 3. Pilotanläggning linjer Hammarby Sjöstadsverk, a) traditionell aktivslamprocess med sedimentering, b) membranbioreaktor (MBR) och c) anaeroba processer; UASB-reaktorer (Upstream Activated Sludge Blanket) och röt-kammare för slam.

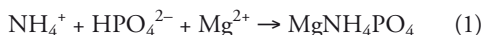
Figur 4. Föreslagen process för rening av näringsämnen och fosforåtervinning baserad på struvitfällning och Anammox (modifierad från Levlin, 2009).



Vid försök vid Hammarby Sjöstadsverket med anaerob behandling av avloppsvatten med UASB erhöles 60 % omvandling till biogas (Hellström m.fl., 2008), vilket skulle motsvara en tredubbling av biogasproduktionen. En orsak till det låga biogasutbytet var att den låga temperaturen medförde att en stor andel av bildat metan var löst och gick ut med utgående avloppsvatten. Metan i utgående renat avloppsvatten kan utvinnas genom en avgasningskammare som utformas som en hävert, varvid ett undertryck erhålls som beror av nivån i häverten jämfört med nivån i en inloppstank före häverten.

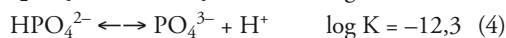
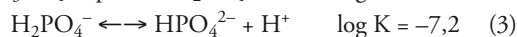
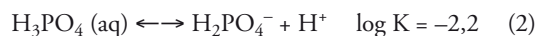
Förslag till process för närsaltsrening

Fällning av struvit (magnesiumammoniumfosfat, MgNH_4PO_4) och Anammox är processer som kan användas för närsaltsreningen utan krav på kolkälla. Vid struvitfällning med tillsats av magnesium avlägsnas lika mycket fosfat som ammonium.

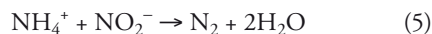


Struvit kan inte fälls direkt från huvudströmmen eftersom koncentrationen är för låg. Dessutom är mängden ammoniak oftast tio gånger högre än mängden fosfat. Struvitfällning kan erhållas om koncentrationen av ammoniak och fosfat ökas med en jonbytesprocess som REM NUT (Liberti et al, 2001), där jonbytare används för att avlägsna ammoniak och fosfat från det behandlade vattnet och struvit fälls från regenereringslösningen. I en P-driven REM NUT bestäms mängden tillsatt magnesium av hur mycket som behövs för att avlägsna fosfat och kvarvarande ammoniak avlägsnas genom nitrifikation/denitrifikation, vilket kräver kolkälla för denitrifikation. Struvit kan fällas direkt ur det renade avloppsvattnet om pH-värdet höjs genom tillsättning av bas (Mishina, 2001). För att erhålla struvitfällning bör pH-nivån höjas till över 12,3 där fosfatjonerna finns i trevärd form. Fosfat kan beroende på pH-nivån dissoci-

ras i vatten med valens från 0 till -3 (jämviktskonstanter från Stumm och Morgan, 1981):



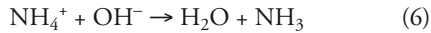
I anammoxprocessen, som har studerats sedan många år på KTH (Szatkowska m.fl., 2007), oxideras hälften av ammoniak till nitrit vilket reagerar med kvarvarande ammoniak och bildar kvävgas.



Processen sker mikrobiellt med hjälp av anammoxbakterier. Reaktionen behöver ej kolkälla, men kräver en hög koncentration av ammoniak och nitrit och kan därför inte utföras huvudströmmen. Bakterierna behöver dock en minimal mängd kolkälla för sin tillväxt.

I den föreslagna processen som visas av figur 4, används både struvitfällning och Anammox. Denna process kan företrädesvis användas tillsammans med en anaerob process för avloppsrening som UASB där maximal andel kväve finns i form av ammoniak. I processen tillsätts magnesium. Mängden producerad struvit motsvarar fosfathalten i det inkommande avloppsvattnet. I huvudavloppsströmmen är koncentrationen för låg för att få struvitfällning, varför pH-nivå höjs genom tillsats av bas, som därefter neutraliseras med syra efter fällning. Hälften av den mängd ammoniak som överstiger fosfatmängden utvinns som ammoniak och resten som struvit. Genom att oxidera ammoniak i struviten till nitrit, återupplöses den mängd struvit som är större än fosfathalten i avloppsvattnet. I försök som gjorts vid KTH upplöstes struvit genom oxidation av ammoniak med nitrifikationsbakterier (Levlin och Hultman, 2008). Den nitrit som fås av den upplösta struviten kan med extraherat ammoniak i en anammoxprocess omvandlas till kväve och magnesium och fosfat kan returneras för struvitfällning. Ammonium kan extraheras genom ammoniastrip-

ping (USEPA, 2000). Vid ammoniastripping höjs pH-nivån till 11 varvid ammoniumhydroxid omvandlas till ammoniakgas.



Ammoniak kan även avlägsnas med gastransfermembran (Cilona, 2009). Ammoniak passerar ett gasgenomsläppligt membran, varvid svavelsyra används för att minimera gastrycket på andra sidan av membranet genom att omvandla ammoniakgas till ammoniumhydroxid. Både struvitfällning och ammoniakseparation gynnas av ett högt pH-värde, varför neutralisering av utgående vatten bör ske efter båda processerna och pH-höjning med lut skall ske före. Ammoniakextraktionen kan antingen ske före eller efter struvitfällningen.

Användning av avloppsslam för återföring av kol till litosfären

Att ersätta fossila bränslen med energi från biogas producerad från avloppsrening och att minska energiförbrukningen, är sätt för avloppsreningen att motverka global uppvärmning. En annan metod att motverka global uppvärmningen är att återföra kol tillbaka till litosfären, därifrån de fossila bränslena kommer. I det globala geokemiska kretsloppet för kol består kolbalansen med litosfären av ett flöde till litosfären (0,2 Gton/år) genom sedimentation av organiskt material på djuphavsbotten och ett flöde från litosfären (0,1 Gton/år) av gasutsläpp från vulkanism (Butcher m.fl., 1994). De antropogena utsläppen av koldioxid från förbränning av fossila bränslen är 5 Gton/år.

En idé för att motverka den globala uppvärmningen är att öka kolflödet till litosfären genom deponering av organiskt material på havsbotten. Fossila bränslen kommer från organiskt material som deponerats på havsbotten miljoner år sedan. »Ocean permanent sequestration», deponering av skörderester på havsbotten (Strand och Benford, 2009) kan återföra ca 90 % av kol, inklusive reduktion för användning av bränsle för insamling och transport. Skörderester samlas in och transporteras till djuphavspplatser där de med ballast av sten, sänks till vila som havssediment på djup större än 1000–1500 meter. Metoden bedöms kunna motverka den årliga globala CO₂ ökning med 15 %. Metoden utnyttjar de relativt stabila förhållandena för organiskt material i marina sediment jämfört med annat organiskt material på grund av kyla, begränsad tillgång till syre, och bristen på mekanismer i marin miljö för nedbrytning av lignin-cellulosa, liknande det terresta ligninperoxidassystemet. Endast en promille av CO₂ i djuphavssediment under 1500 m beräknas årligen läcka upp till de övre havsnivåerna.

Sediment på havsbotten är vattenmättad vilket minskar syrediffusionen och gör sedimenten anaeroba med mycket låg grad av nedbrytning av organiskt material. På djup under 500 m kommer metan som produceras genom anaerob nedbrytning av organiskt material på grund av det höga trycket tillsammans med vatten att bilda fasta metanhydrater (Szamalek, 2004). På grund av bildandet av metanhydrater kommer metan som bildas i sediment i djuphavet att stanna i sedimenten och inte att bidra till den globala uppvärmningen. Ett stort problem för många reningsverk är att hitta metoder för att hantera avloppsslam som produceras. Utsläppen av växthusgaserna metan och dikväveoxid från deponering av rötat slam på land ger ett stort bidrag till den globala uppvärmningen som är större än den koldioxid som bildas vid oxidation av slammet.

Metoder för slamminimering används därför för att minska problemen med slamhantering. Energikrävande metoder såsom ozon eller värme används för nedbrytning av organiskt material i slammet och därmed minska slamvolymen. Men om slammet är en användbar resurs som kan användas för att motverka den globala uppvärmningen genom deponering på havsbotten på djup större än 1000 m, kommer slammaximering att ge ökad möjlighet att motverka den globala uppvärmningen.

Slutsatser

Användning av maximal mängd organiskt material, kolkälla, i avloppsvattnet för biogasproduktion ger maximal möjlighet att ersätta fossila bränslen och därmed motverka den globala uppvärmningen.

Biologisk kväve- och fosforrening i en aktivslamprocess förbrukar organiskt material, skapar ett slam som ger lägre rötningsgrad samt kräver energi för luftning vilket minskar biogasproduktionen och ökar energikonsumtionen.

För att maximal mängd kolkälla skall utnyttjas för biogasproduktion behöver nya metoder utvecklas för avlägsnande av näringsämnen utan behov av kolkälla och luftning, varvid struvitfällning och Anammox kan vara lämplig alternativ.

Möjligheten att använda avloppsslam för att motverka den globala uppvärmningen genom återföring av kol till djuphavssediment bör studeras.

Referenser

- Butcher, S.S., Charlson, R.J., Orians, G.H. och Wolfe, G.V. (1994) *Global Biogeochemical Cycles*, 2nd ed., Academic Press Ltd, ISBN 0-12-147685-5.
- Cilona, A. (2009) *Gas transfer membrane for ammonia removal of condensed flue gas*, Master thesis work, Politecnico di Milano, Milano, Italien och Mark och Vattenteknik, KTH.

- Gary, D., Morton, R., Tang, C.-C. och Horvath, R. (2007) The effect of the Microsludge treatment process on anaerobic digestion performance. *Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference*, San Diego USA 13–17 October 2007.
- Kieniewicz, A. (2006) *A reverse osmosis (RO) plant for sewage treatment and nutrient recovery – the influence of pre-treatment methods*. Master thesis work, Mark och Vattenteknik, KTH, TRITA-LWR Master Thesis LWR-EX-06-08.
- Hultman, B. och Levlin, E. (1997). Sustainable sludge handling, *Advanced Wastewater Treatment Report No. 2, Proceedings of a Polish-Swedish seminar*, KTH, Stockholm, May 30, 1997, Joint Polish – Swedish Reports, Div. of Water Resources Engineering, KTH, TRITA-AMI REPORT 3044, ISBN 91-7170-283-0, KTH 1997, Paper 5.
- Hellström, D., Jonsson, L., Nordberg, Å. och Olsson, L.-E. (2008) *Anaerob behandling av hushålls- och klosettavlopp blandat med organiskt hushållsavfall – resultat från Sjöstadsverket*, Stockholm, Svenskt Vatten Utveckling rapport 2008-08.
- Kepp, U. och Solheim, O.E. (2000) Thermo dynamical assessment of the digestion process, *CIWEM/Aqua Enviro 5th European Biosolids and Organic Residuals Conference*, November 2000, Cedar Court, Wakefield, UK (<http://www.cambi.no/photoalbum/view2/P3NpemU9b3JnJmlkPTI-yMDAxOCZ0eXBIPTE>)
- Käppala (2009) *Kvartalsrapport för första kvartalet 2009*. http://www.kappala.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Kvartalsrapporter/2009_kvartal_1.pdf
- Levlin E. (2009) Nutrient removal without carbon source for achieving maximum biogas production and P recovery. *2nd IWA Specialized Conferens nutrient management in wastewater treatment processes, Krakow Poland, September 6–9, 2009, Proceedings*, pp. 1161–1163.
- Levlin E. (2004) Sustainable and integrated sewage and organic waste handling with global warming impact, a case study of Åland and energy recovery by SCWO or anaerobic digestion. Proceedings of a Polish-Swedish seminar Wisla Poland, October 25–18, 2003, Report No 11. *Joint Polish – Swedish Reports*, TRITA.LWR REPORT 3007, ISBN 91-7283-664-4, pp. 1–8
- Levlin, E. (2003). *Bedömning av utsläpp av växthusgaser och andra luftföroreningar på Åland*. Åländsk utredningsserie 2003:2, ISSN 0357-735X. (http://www.regeringen.ax/l.composer/upload/modules/publikationer/luftutredn_vaxthusgaser_mm.pdf)
- Levlin, E. (1999). Resources recovery from incineration ashes, *Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Stockholm August 24, 1999, Joint Polish Swedish Reports Report No. 5*, Div. of Water Resources Engineering, KTH, TRITA-AMI REPORT 3063, ISBN: 91-7170-439-6. 43–53.
- Levlin, E. och Hultman, B. (2008) *Konduktivitetsmätningar som mät- och kontrollmetod vid kommunala avloppsanläggningar*, Svenskt Vatten Utveckling Rapport Nr 2008-04.
- Liberti, L., Petruzzelli, D. och De Florio, L. (2001) REM NUT Ion Exchange plus Struvite Precipitation Process *Environmental Technology* 22(11), 1313–1324.
- Mishina, F. (2001) Struvite recovery from wastewater having low phosphate concentration, *Second International Conference on Phosphorus Recovery from Sewage and Animal Wastes*, Noordwijkerhout Netherlands, March 12–13, 2001.
- Owen, W.F. (1982) *Energy in wastewater treatment*, Prentice-Hall, ISBN 0-13-277665-0.
- RVF Utveckling (2002) *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. RVF Utveckling 02:15 ISSN 1103-4092.
- Stockholm Vatten (2009) *Miljörapport 2008* http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/commanddata/rapporter/stockholmvatten/miljorapport_08.pdf
- Strand, S.E. och Benford, G. (2009) Ocean sequestration of crop residue carbon: recycling fossil fuel carbon back to deep sediments *Environmental Science Technology* 43(4), 1000–1007
- Stumm, W. och Morgan, J.J., (1981) *Aquatic Chemistry*, 2nd Ed, John Wiley & Sons Inc. ISBN 0 471 09173-1.
- Szamelek, K. (2004) International research project on gas hydrates: Hydrates in Oceans — Programme of Exploration (HOPE) *Przegląd Geologiczny*, 52(8/2) 813–816
- Szatkowska, B., Cema, G., Plaza, E., Trela, J. och Hultman, B. (2007) One-stage system with partial nitrification and Anammox processes in moving-bed reactor. *Water Science and Technology* 55(8–9), 19–26.
- Troedsson, T. och Nykvist, N. (1973) *Marklära och markvård*, Almqvist & Wiksell Läromedel, ISBN 91-21-04114-8.
- USEPA (2000) *Wastewater Technology Fact Sheet Ammonia stripping*. EPA 832-F-00-019, http://www.epa.gov/owmitnet/mtb/ammonia_stripping.pdf
- Wilsenach, J. och van Loosdrecht, M. (2003) Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 48(1), 103–110.
- Ødegaard H. (1995). An evaluation of cost efficiency and sustainability of different wastewater treatment processes. *Vatten*, 51(4), 291–299.

