

**ANALYSRESULTAT OCH DETEKTIONS-
GRÄNSER FÖR BEKÄMPNINGSMEDEL I
SLAM 1997**



Institutionen för Miljöanalys
Sektionen för Organisk Miljökemi
Box 7050
S-750 07 UPPSALA
Tel: 018-67 30 30
Fax: 018-30 27 53

Datum: 1998-05-12

SYSAV Utveckling AB
Ideon Forskningsby
223 70 LUND

Kopia till: VA-teknik & Vattenvård,
Box 8, 277 03 BRÖSARP

Att: Kjerstin Ekwall

ANALYSPROTOKOLL

Provnr: M 12:1-2/98
Provslag: Slam
Inkom: 1998-01-27
Märkning: :1 Petersborg, slam åkermark, 971002
 :2 Igelösa, slam åkermark 971029
Provets skick: u.a.

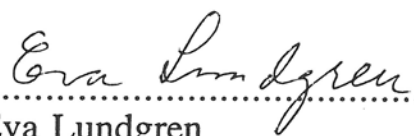
Analysresultat:

Substans	Provnr:	Halt, mg/kg TS		Påvisningsgräns
		12:1	12:2	
cyflutrin		0,05	ep	0,02
permetrin		0,2	0,1	0,05
torrsubstans		22,7%	18,1%	

Övriga substanser enligt bifogad lista har ej påvisats i proverna.

*Resultatet hänförs sig endast till insänt/a prov.
Analysen är utförd med modifierad metod INO/11.
Analysen är utförd som enkelanalys och är därför enbart orienterande.
Kontakta oss om resultatet önskas säkerställt genom omanalys (dokumentär analys).*

*Provextraktet kastas 3 månader efter det att resultatet sänts ut, om annan överens-
kommelse ej träffats med uppdragsgivaren.*


.....
Eva Lundgren

PÅVISNINGSGRÄNSER FÖR BEKÄMPNINGSMEDEL I SLAM

Prov(-er): M 12:1-2/98

Dessa gränser tillämpas vid översiktliga analyser.

I många fall kan vid behov påvisningsgränserna sänkas för enskilda ämnen.

I = insekticid, H = herbicid (mot ogräs), F = fungicid (mot svamp), A = acaricid (mot kvalster)

* anger att sbustansen ej är registrerad för användning i Sverige, men har varit det, eller är en metabolit.

Multianalys		Påvisn. gräns mg/kg torrsubstans		Påvisn. gräns mg/kg torrsubstans	
alfa-cypermetrin	I	0,02	karbofuran* (även	I	0,5
atrazin*	H	0,5	metabolit till karbosulfan)		
			karbosulfan	I	2
			lindan*	I	0,02
cyflutrin	I	0,02	linuron	H	4
DDE-p,p*	I	0,03	metabenzstiazuron	H	1
DDT-o,p*	I	0,02	metalaxyl	F	0,5
DDT-p,p*	I	0,02			
diflufenikan	H	0,05	metazaklor	H	1
fenitrothion	I	0,2	metribuzin	H	4
			permetrin	I	0,05
iprodion	F	1	pirimicarb	I	0,5
isoproturon	H	0,2			
			propikonazol	F	0,2
			propyzamid	H	0,2
			simazin	H	0,5
			terbutylazin	H	0,5



Institutionen för Miljöanalys
Sektionen för Organisk Miljökemi
Box 7050
S-750 07 UPPSALA
Tel: 018-67 30 30
Fax: 018-30 27 53

Datum: 1998-05-13

SYSAV Utveckling AB
Ideon Forskningsby
223 70 LUND

Att: Kjerstin Ekwall

Kopia till: VA-teknik & Vattenvård,
Box 8, 277 03 BRÖSARP

ANALYSPROTOKOLL

Provnr: M 12:1-2/98
Provslag: Slam
Prov inkom: 1998-01-27
Er märkning: :1 Petersborg, slam åkermark, 971002
 :2 Igelösa, slam åkermark, 971029
Provets skick: u.a.

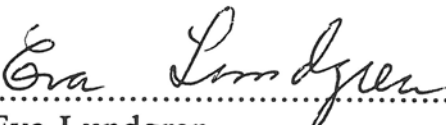
Analysresultat:

Substans	Provnr:	Halt, mg/kg TS		Påvisnings- gräns, mg/kg TS
		:1	:2	
mekoprop		ep	ep	0,2
MCPA		ep	ep	0,2
diklorprop		ep	ep	0,2
2,4-D		ep	ep	0,2
bentazon		ep	ep	0,2

ep = ej påvisat

*Resultatet hänför sig endast till insänt/a prov.
Analysen är utförd med modifierad metod BEK 024.
Analysen är utförd som enkelanalys och är därför enbart orienterande.
Kontakta oss om resultatet önskas säkerställt genom omanalys (dokumentär analys).*

*Provextraktet kastas 3 månader efter det att resultatet sänts ut, om annan överens-
kommelse ej träffats med uppdragsgivaren.*


.....
Eva Lundgren

Effekter av normala och stora givor rötslam på småringmaskar och daggmaskar

Dr. Maria Sjögren Öhrn
Maria Hall, M.Sc.
Torsten Gunnarsson, Dr.
Zooekologiska avdelningen
Ekologiska institutionen
Lunds universitet

Sammanfattning

Rötslam kan förutom organiskt material och näringsämnen innehålla varierande mängder av tungmetaller och svårnedbrytbara organiska ämnen. Det finns en risk att sådana föroreningar kan ge långsiktiga negativa effekter på jordar, markorganismer och grödor som odlas på slambehandlad mark. En försöksverksamhet bedrivs därför sedan 1981 av SYSAV-Utveckling AB för att undersöka miljöpåverkan vid inarbetning av normala och stora mängder rötslam i jordbruksmark. Den här redovisade undersökningen av effekter på markfaunan är ett komplement till de årliga analyserna av näringsämnen, metaller och organiska föroreningar i slam, jord och skörd.

Syftet med undersökningen var att studera vilken inverkan olika slamgivor har på tätheten av daggmaskar och småringmaskar i fält och jämföra det med överlevnad, tillväxt och reproduktion i kontrollerade experiment. Dessutom undersöktes vilken effekt olika tätheter av småringmaskar har på nedbrytningshastigheten av organiskt material.

Förekomsten av daggmask och småringmask undersöktes i försöksled som tillförts 0, 4 och 12 ton ts slam ha^{-1} vart 4:e år sedan 1981 med eller utan handelsgödsel (Petersborg) och sådana som tillförts 0, 100 och 200 ton ts slam ha^{-1} år^{-1} sedan 1991 (Oxie). En ogödslad och obearbetad kontrollyta i Oxie undersöktes också. Jord från dessa försöksled användes också till experimenten.

Tätheten av daggmaskar uppskattades genom att hålla 0.25% formaldehydlösning över 10 stycken 0.25 m^2 rutor per försöksled för att sedan räkna och artbestämma de maskar som kröp upp till ytan. Småringmaskar våtextraherades ur motsvarande antal insamlade jordprover, räknades och bestämdes till släkte. Överlevnad, tillväxt och reproduktion undersöktes hos småringmasken *Enchytraeus doerjesi* i jord från de olika försöksleden. Nedbrytningshastighet mättes som respiration i ett eget experiment på samtliga jordar med tre olika tätheter av *E. doerjesi*.

Tillförsel av rötslam i normal omfattning, ca 1 ton ts slam ha^{-1} år^{-1} , och av den kvalitet som Sjölanda reningsverk i Malmö kommun levererat mellan 1981 och 1993 har en positiv effekt på tätheten av daggmaskar. Stora givor slam, 100 och 200 ton ts slam ha^{-1} år^{-1} , missgynnar daggmaskar men gynnar speciellt ett släkte av småringmaskar. Inarbetning av stora mängder slam kan ge problem med förhöjda halter av tungmetaller. Det kan få till följd att känsliga arter slås ut när halten av t.ex. Cu ökar i jorden. Mindre känsliga arter som *Enchytraeus* sp. kan då öka i antal. Experiment med *E. doerjesi* visar att denna representant för släktet *Enchytraeus* ökar betydligt snabbare i antal i jord från de båda ytorna med störst slamgivor än i någon av de andra jordarna.

Nedbrytningshastigheten av organiskt material ökar med tätheten av *E. doerjesi*. Det visar att markdjur, trots att de vanligen står för en mycket liten del av den direkta respirationen i mark, har en viktig roll i nedbrytningsprocessen. Det kan därför på sikt vara ett problem att art- och individantalet utarmas.

Slutsatser

De lägre slamgivorna på 1 - 3 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ gynnar daggmaskar, men tätheten på de undersökta försöksleden är ändå mycket låg. 100 - 200 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ missgynnar daggmaskar men gynnar småringmaskar. Avsaknaden av daggmaskar kan bero på att slammet lägger sig som ett lock över marken och orsakar syrebrist. Koncentrationen av tungmetaller är dessutom förhöjd efter 6 års tillförsel av totalt 670 resp. 1 330 ton ts slam ha^{-1} . Kopparhalten ligger på båda ytorna över de gränsvärden där mätbara effekter på överlevnad, tillväxt och reproduktion hos daggmaskar har observerats.

Släktet *Enchytraeus* utgör 92% av alla småringmaskar i de försöksled där 100 - 200 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ har tillförts. *E. doerjesi* hade i experimenten en snabbare tillväxt, kortare generationstid, fler adulta i reproduktiv fas och därmed fler juveniler i jord från de två försöksleden med högst slamgivor. Dominansen i fält beror förmodligen på att det här släktet gynnas av ökad tillförsel av organiskt material och näringsämnen. Det är också möjligt att *Enchytraeus* är minde känsliga för föroreningar än daggmaskar och övriga släkten av småringmaskar.

Nedbrytningshastigheten ökade med mängden tillfört slam och med antalet småringmaskar. Markdjur anses öka nedbrytningshastigheten av organiskt material genom att näringsämnen blir mer tillgängliga för mikroorganismerna när de har passerat genom ett djurs tarm och att djurens betning på t.ex. svamhyfer ökar tillväxt och aktivitet. Den fysiska miljön förändras också av maskarnas aktivitet vilket kan ge bättre betingelser för mikroorganismerna.

Inledning

I Malmö kommuns två reningsverk produceras cirka 9 000 ton torrsubstans (ts) slam varje år (Ohlsson et al. 1997). Det används vid tillverkning av anläggningsjordar och som jordförbättringsmedel i jordbruket. Eftersom rötslam förutom organiskt material och näringsämnen kan innehålla varierande mängder av tungmetaller och svårnedbrytbara organiska ämnen finns det en risk för långsiktiga negativa effekter på jordar, markorganismer och grödor som odlas på slambehandlad mark. En försöksverksamhet bedrivs därför sedan 1981 av SYSAV-Utveckling AB finansierat av de nio kommunerna i Sydvästra Skånes Kommunförbund och VA-forsk (Andersson och Nilsson 1996). Naturvårdsverket, Malmö kommun och Miljöplus AB har anslagit medel för att undersöka miljöpåverkan vid inarbetning av stora mängder rötslam (Ohlsson et al. 1997). Den här redovisade undersökningen av effekter på markfaunan är ett komplement till de årliga analyserna av näringsämnen, metaller och organiska föroreningar i slam, jord och skörd i försöksled inom båda dessa projekt.

Den biologiska aktiviteten har stor betydelse för omsättningen av organiskt material i marken. Av de marklevande ryggradslösa djuren anses daggmaskar speciellt viktiga eftersom de drar ner organiskt material i jorden, ökar näringsomsättningen och bidrar till ökad porositet genom sin grävaktivitet (Scheu 1987, Zachmann och Linden 1989, Buse 1990). Småringmaskar är en annan grupp markdjur som är mycket talrik i jordbruksmark. I jordar med mycket låga tätheter av daggmaskar, som de i Oxie (Falck 1994) och Petersborg (Gunnarsson och Svensson 1988), kan man tänka sig att småringmaskarna delvis övertar daggmaskarnas roll. Småringmaskar kan i allmänhet inte gräva egna gångar men man har visat att deras aktivitet kan öka respirationen, d.v.s. nedbrytningshastigheten (Hedlund och Augustsson 1995). De lever i de 10 översta cm i marken och spridningsförmågan är mycket begränsad (Sjögren och Augustsson 1995). De är därför utsatta för påverkan av rötslam som blandas i markens översta skikt.

Syftet med undersökningen var att studera vilken inverkan olika slamgivor har på tätheten av daggmaskar och småringmaskar i fält och jämföra det med överlevnad, tillväxt och reproduktion i kontrollerade experiment. Dessutom undersöktes vilken effekt olika tätheter av småringmaskar har på nedbrytningshastigheten.

Material och metoder

Försöksytor

Försöksled med tillförsel av 0, 4 och 12 ton ts slam ha⁻¹ vart 4:e år ingår i en 0.5 ha stor provyta vid Petersborgs gård strax söder om Malmö (Andersson och Nilsson 1996). Slam från Sjölanda reningsverk i Malmö har spridits där sedan 1981 och sprids alltså senast 1993. Försöksleden med olika slamgivor är kombinerade med tillförsel av olika givor handelsgödsel (Tabell 1). Varje försöksled är 6 x 20 m.

Stora mängder slam har tillförts en yta på 2.6 ha i anslutning till det gamla reningsverket i Oxie utanför Malmö (Ohlsson et al. 1997). Ytan är indelad i en obeväxt och en beväxt del. Båda har försöksled där 0, 100 och 200 ton ts slam ha⁻¹ år⁻¹ har tillförts sedan 1991 (Tabell 1). På

försöksled utan slamtillförsel sprids en normal giva handelsgödsel. Slam från Malmö kommuns reningsverk i Klagshamn tillfördes två gånger per år, i april/maj och september/oktober, under 1991-1993 men bara en gång per år, i april/maj, under 1994-1996. Olika bearbetningsmetoder har provats för att blanda slammet med jorden men i övrigt sköts försöksytorna på normalt sätt. Det utförs ingen kemisk bekämpning av ogräs eller skadegörare. En kontrollyta utanför provytan i Oxie har också tagits med i undersökningen för att få en uppfattning om tätheter av daggmaskar och småringmaskar i obearbetad och ogödslad jord.

Inventering

Förekomsten av daggmaskar och småringmaskar undersöktes i fem försöksled vid Petersborg och fyra försöksled i Oxie (Tabell 1). Daggmaskar samlades in den 19-20/9 1996. 10 stycken 0.25 m² rutor lades ut på varje försöksled. 10 l. 0.25% formaldehydlösning hällades över varje ruta i tre omgångar (Raw 1959). Maskarna kryper då upp till ytan eftersom formalinet irriterar deras hud. De plockades efter hand som de kom upp till ytan och lades i 70% sprit för senare räkning och artbestämning. Eftersom ytorna i Petersborg är relativt små togs proverna längs ytornas mitt för att undvika eventuella kanteffekter. I Oxie lades provtagningspunkterna ut på samma sätt.

Jordprover till inventering av småringmaskar togs också den 19-20/9. Provcylindrar (6 cm diameter, 4.5 cm höga) trycktes ner i de översta 5 cm i marken och jorden överfördes sedan till plastpåsar. Från varje provyta togs 10 st prover. Småringmaskarna våtextraherades på lab (O'Connor 1967), räknades och bestämdes till släkte. Jordproverna förvarades vid + 5 °C i väntan på extraktion.

Jord och småringmaskar till experiment

Jord togs in från respektive provyta i samband med inventeringen och sållades (4 mm masktäthet). Jorden frystes och tinades 3 gånger för att eliminera befintliga djur. För att få en jämn och för maskarna lämplig fuktighet i jorden reglerades vattenhalten genom tillsats av destillerat vatten. Eftersom halten organiskt material varierar kraftigt i Oxiejordarna reglerades vattenhalten i dessa jordar i förhållande till jordens vattenhållande förmåga. Den slutliga vattenhalten var i Petersborgsjordarna 16% av torrvikten, i kontrolljord och B0 från Oxie 12% av torrvikten, i B1 och B2 från Oxie 24% resp. 46% av torrvikten. Jorden förvarades vid + 5 °C tills den användes i experimenten.

I experimenten användes en laboratoriekultur av småringmaskarten *Enchytraeus doerjesi* (Westheide och Graefe 1992) vilken tillhör ett släkte som förekommer rikligt i jordarna i både Petersborg och Oxie. Arten odlades på agar (1,5%) vid rumstemperatur (21 °C) och matades med havregryn. De individer som användes i experimenten fick först akklimatisera sig till en lägre temperatur (15°C) under 1 till 6 dagar på en ny agarplatta utan mat.

Experiment 1. Tillväxt, reproduktion och överlevnad

10 g (±0.2g) jord vägdes in i 50 ml burkar varefter 4 subadulta småringmaskar (utan utbildad äggsäck, 2.5-3.8 mm långa) tillsattes. Burkarna inkuberades i 15 °C och mörker. 5 replikat startades för varje jord och provtagningsstid. Efter 1, 3, 5 resp. 7 veckor spolades jorden och maskarna ut och adulta resp. juvenila individer samt kokonger räknades. Maskarna lades i sprit (70% etanol) och mättes under preparermikroskop. Hos adulta maskar noterades förekomst av

äggsäck. I de fall antalet juveniler var större än 10 mättes 10 slumpvis utvalda individer. I de fall två storleksklasser av juveniler kunde urskiljas delades dessa upp och mättes var för sig.

För att få utgångsstorleken på maskarna i försöket togs 10 st maskar slumpvis ut vid försökets början, lades i sprit och mättes. Varje vecka under försökets gång luftades och vägdes burkarna varefter avdunstat vatten ersattes för att hålla fuktigheten i försöksjorden konstant.

Experiment 2. Nedbrytningshastighet

10 g jord vägdes in i en 25 ml glasflaska. 0, 3 resp. 15 småringmaskar (3.8-6.3 mm långa) tillsattes vilket motsvarar en täthet på 0, 5000 resp. 26 000 maskar m^{-2} . Flaskorna förslöts och inkuberades i 15 °C och mörker (n=5). Nedbrytningshastigheten mättes som respiration (CO_2 -avgivning) i en tidsserie. Efter 1, 2, 3, 4 resp. 7 veckor blåstes flaskorna ur med teknisk luft (30 s), förslöts och inkuberades 24 h i 15°C och mörker. Mängd producerad CO_2 mättes sedan på en gaskromatograf (Varian 3700, Porapak Q kolonn, detektortemperatur 300°C, helium som bärgas). För att fuktigheten i jorden skulle hållas konstant under försökets gång vägdes flaskorna vid två tillfällen och avdunstat vatten ersattes. Flaskorna luftades en gång per vecka, varvid också eventuella växtgroddar togs bort. Vid experimentets slut våtextraherades småringmaskarna ur jorden varefter adulter och juveniler räknades.

Statistisk behandling

Skillnader mellan provytorna i antal småringmaskar och daggmaskar samt skillnader i respiration, antal och storlek på adulter och juveniler testades genom ANOVA ('analysis of variance'). I en sådan analys jämförs spridningen kring två eller flera medelvärden med spridningen inom hela materialet varvid ett jämförelsevärde kan beräknas (F-värde). F-värdet tillsammans med antalet frihetsgrader (ett mått på antalet replikat och behandlingar som jämförs) bestämmer med vilken sannolikhet (p-värde) som medelvärdena kan antas vara lika. Ett lågt p-värde innebär alltså att medelvärdena sannolikt skiljer sig åt. Det är allmänt vedertaget att en skillnad räknas som signifikant när $p < 0.05$. Ju lägre p-värde desto säkrare kan man vara att det verkligen finns en skillnad mellan medelvärdena. En förutsättning för att man ska kunna använda en ANOVA är att materialet är normalfördelat (Sokal och Rohlf 1981). Om så inte är fallet kan man ofta transformera sina värden så att de blir normalfördelade. Om standardavvikelsen ökar med medelvärdet $\ln(x)$ transformerar man sina utgångsvärden och när det finns nollor med bland grunddata så används $\ln(1+x)$ transformering.

Resultat

Inventering

På Petersborgsyterna var det totala antalet daggmaskar större ju mer slam som hade tillförts medan inga daggmaskar fanns på yterna som fått mycket höga slamgivor i Oxie (Tabell 2). Tätheten av daggmaskar på alla ytor var mycket låg. Fyra arter identifierades inom två släkten, Aporectodea och Allolobophora.

Småringmaskar var vanligare på ytor utan än med slam i Petersborg (Tabell 3). I Oxie däremot har de en tiopotens högre täthet på de slambehandlade yterna jämfört med kontrollen som i sin

tur ligger en tiopotens högre än ytan utan slam men med handelsgödsel. Totalt identifierades sju släkten. 92% av alla funna individer tillhörde släktet *Enchytraeus*. *Fridericia* fanns på alla ytor utom två medan övriga släkten representerades av enstaka individer på en till få ytor. Från kontrollytan i Oxie extraherades 6 släkten medan 2-3 släkten fanns på övriga ytor.

Handelsgödsel hade ingen effekt på förekomsten av småringmaskar i Petersborg (ANOVA: $F(\text{handelsgödsel})=0.315$, $p=0.5781$). Skillnaden mellan ytor med och utan slam var större där ingen handelsgödsel hade använts. Antalet funna daggmaskar var så litet att det inte var meningsfullt att räkna på dem i detta avseende.

Experiment 1. Överlevnad, tillväxt och reproduktion

Adulta *E. doerjesi* överlevde lika bra i jord från alla försöksleden i Petersborg (Fig. 1A). I jord från ytorna i Oxie däremot, överlevde de sämre i kontrolljorden än i jord med handelsgödsel eller slam. Överlevnaden minskade också med tiden (Fig. 1B).

Andel adulta med äggsäck minskade med tiden i jord från Petersborg (Fig. 2A) och i jord från kontrollytan och ytan med enbart handelsgödsel i Oxie (Fig. 2B). I Oxie fanns det fler aduler med äggsäck i jord från ytorna med stora slamgivor än på ytan med bara handelsgödsel och minst antal fanns det i kontrolljorden. Kokonger hittades bara i jord från de båda ytorna med höga slamgivor i Oxie efter 3, 5 och 7 veckor (B1: 0.2 ± 0.45 , 0.25 ± 0.5 , 0.2 ± 0.45 och B2: 0.2 ± 0.45 , 0.4 ± 0.89 , 1.0 ± 1.41).

De adulta maskarnas medellängd minskade med tiden i Petersborgsjordarna. Maskarna i jord med 1 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ utan handelsgödsel var kortast medan de i jord med 1 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ med handelsgödsel var något längre än övriga (Fig. 3A). I Oxie växte adulterna i de två jordarna med mycket slam medan de minskade i storlek i jord från kontroll- och handelsgödselytan (Fig. 3B).

Antalet juveniler ökade med tiden i jordarna från både Petersborg och Oxie (Fig. 4A och B). Det var ingen skillnad i antal juveniler mellan jordarna i Petersborg men i de från Oxie ökade antalet snabbare i jord med mycket slam än i den med bara handelsgödsel. I kontrolljorden återfanns få juveniler, jämförbart med Petersborgsjordarna. Efter 7 veckor hittades juveniler med äggsäck i de två jordarna med högst slamgivor (B1: 0.2 ± 0.45 , B2: 0.4 ± 0.55).

Experiment 2. Nedbrytningshastighet

Trots att respirationen ligger en tiopotens högre i Oxie än i Petersborg ökade den med antalet tillsatta maskar i jord från båda provytorna (Fig. 5 och 6). När experimentet avslutades efter 7 veckor så hade antalet småringmaskar ökat 8-9 gånger i flaskor med 3 individer och 6-7 gånger i de med 15 maskar i jord från försöksleden i Petersborg (Tabell 4). I jorden från Oxie hade antalet ökat 13-14 gånger i flaskor med 3 maskar i det handelsgödslade ledet och där 100 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ tillförts. I flaskorna med 15 maskar hade antalet ökat 3-4 gånger i jord från försöksled med 200 ton ts slam $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ men i jord från kontrollytan återfanns inga maskar.

Diskussion

De generellt låga tätheterna av daggmask både i Oxie och Petersborg beror troligen på jordbearbetningen. Plöjning kan minska antalet daggmaskar 3 till 6 gånger medan småringmaskar t.o.m. kan öka i antal (House 1985). En kombination av direkta fysiska skador orsakade av redskapen och att daggmaskarnas gångsystemen förstörs är sannolikt orsaken till en sådan populationsminskning. Daggmaskar har dessutom en reproduktionscykel på ca ett år vilket gör att populationerna inte hinner återhämta sig innan jorden bearbetas nästa gång. Småringmaskar däremot har en relativt kort reproduktionscykel vilket gör att deras populationer kan återhämta sig snabbt. De är inte heller beroende av permanenta gångsystem och det är möjligt att de gynnas av att daggmaskarna minskar i antal.

Det finns flera faktorer som kan förklara varför vi inte har hittat några daggmaskar alls på ytorna med mycket slam i Oxie. Ett tjockt täcke av slam på markytan kan innebära att det blir syrebrist i jorden under en period. Det har också ackumulerats tungmetaller i jordarna, framför allt koppar (220 resp. 440 mg Cu kg⁻¹ jord jämfört med 8 i jord från nollytan (Tabell 5)). Även koncentrationen av kvicksilver (Hg), zink (Zn), cadmium (Cd), bly (Pb) och järn (Fe) har ökat mellan 2 och 13 gånger sedan slam började läggas ut 1991. Gränsvärden för effekter på överlevnad, tillväxt och reproduktion hos marklevande evertetrater har uppskattats till <100 mg Cu, <500 mg Zn, 100-200 mg Pb och 10-50 mg Cd (Bengtsson och Tranvik 1989). Det är därför troligt att åtminstone Cu påverkar både daggmaskarnas överlevnad och reproduktion i Oxie. När jorden innehåller en kombination av flera olika tungmetaller kan effekten vara summan av effekten av var och en (additativ), men det förekommer också att den är både mindre (antagonism) och större (synergism) än så (Van Gestel och Hensbergen 1997).

I Petersborg är skillnaden i metallkoncentrationer mellan försöksleden så liten och halterna så låga att de troligen inte har någon effekt på maskarna (Tabell 6). Däremot så har tillfört organiskt material och näringsämnen en positiv inverkan både daggmaskar och småringmaskar eftersom de livnär sig både direkt på organiskt material men kanske framförallt på mikroorganismer som gynnas av ökad näringstillförsel.

De två släkten, *Fridericia* och *Enchytraeus*, som utgör större delen av småringmaskarna både i Petersborg och Oxie är också vanliga i rent slam (Dash och Mitchell 1981). Den stora dominansen av *Enchytraeus* sp. på ytorna med 100 och 200 ton ts slam ha⁻¹ år⁻¹ kan bero på att den har tillförts med slammet och dessutom tål högre kopparhalter än andra arter. I en av få studier av tungmetallers effekter på småringmaskar påvisades minskad tillväxt och reproduktion av *Cognettia sphagnetorum* vid 50 mg Cu kg⁻¹ jord (Augustsson och Rundgren 1998). Skillnader i känslighet mellan arter beror på olika exponeringsgrad, upptags- och avsöndringsmekanismer (Hopkin 1989). Det större artantalet på kontrollytan i Oxie beror troligen på att den obearbetade marken är mycket mer heterogen än den i de bearbetade försöksleden. Där växer dessutom flera olika arter av växter vilket också bidrar till heterogeniteten. Det ger flera arter småringmaskar, med olika krav på sin miljö, möjlighet att överleva där.

De flesta organismer har en viss plasticitet, en förmåga att anpassa sig till olika förhållanden. Småringmasken *E. doerjesi* överlevde lika bra i alla jordarna utom i kontrolljorden från Oxie.

Det är möjligt att jord från denna ogödslade och obearbetade yta innehåller så lite föda att maskarna dör av svält. I experimenten tillförs ju inte jorden någon näring till skillnad från fältsituationen där det sker ett kontinuerligt tillskott via rötter och döda växtdelar. Stora givor slam gynnade både tillväxt och reproduktion och förkortade generationstiden jämfört med normala givor och tillförsel av bara handelsgödsel. Småringmaskarna hinner alltså bygga upp stora populationer på kort tid vilket förklarar den stora skillnaden i antal småringmaskar i försöksled med olika slamgivor.

Mikroorganismer (främst bakterier och svampar) står för den huvudsakliga markrespirationen när de bryter ner organiskt material till CO₂, vatten och näringsämnen. Respirationen är kopplad till halten av organiskt material, d.v.s. till kolkällan. Det krävs dessutom en balans mellan olika näringsämnen för att mikroorganismernas aktivitet inte ska begränsas. Jord från försöksled med slam i Oxie har högre halter av organiskt kol och jord från alla leden har högre koncentrationer av lättillgängliga näringsämnen än de i Petersborg (Tabell 7 och 8) vilket förklarar varför respirationen är högre i jord från Oxie. I de flesta jordarna ökar närvaron av djur respirationen. Flera andra grupper av marklevande djur har samma effekt, speciellt i jordar med god näringstillgång (Hanlon 1981, Hedlund och Augustsson 1995). Det kan bero på att näringsämnen blir mer tillgängliga för mikroorganismerna när de har passerat igenom ett djurs tarm (Van der Drift och Jansen 1977) eller att tillväxten stimuleras via speciella enzymssystem när mikroorganismerna (åtminstone svampar) betas (Hedlund et al. 1991). Det kan också bero på att den fysiska miljön förändras genom maskarnas aktivitet och därmed erbjuder mikroorganismerna bättre tillväxtförhållanden.

Dålig näringstillgång kan ha orsakat att inga småringmaskar överlevde i jord från kontrollytan i nedbrytningsexperimentet. Få överlevande återfanns ju även i reproduktionsexperimentet. I jord med den högsta slamgivan hittade vi inte heller några överlevande trots att *E. doerjesi* trivdes utmärkt i reproduktionsexperimentet. Det är möjligt att respirationen var så hög att det hann bli anaeroba förhållanden mellan luftningarna och att maskarna helt enkelt dog av syrebrist. I reproduktionsexperimentet användes dubbelt så stora burkar med lock som tillät luftväxling.

Referenser

- Andersson P.-G. och Nilsson P. 1996. Slamspridning på åkermark. Fältförsök med avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1995. Hushållningssällskapens rapportserie.
- Augustsson A. och Rundgren S. 1998. The enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in risk assessment: advantages and disadvantages. Ambio (in press).
- Bengtsson G. och Tranvik L. 1989. Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. Water, air and soil pollution 47, 381-417.
- Buse A. 1990. Influence of earthworms on nitrogen fluxes and plant growth in cores taken from variously managed upland pastures. Soil Biol. Biochem. 22, 775-780.
- Dash M.C. och Mitchell M.J. 1981. *Fridericia syracussa* (Oligochaeta: Enchytraeidae): a new species found in sewage sludge. Rev. Écol. Biol. Sol 18, 259-261.

- Falck C. 1994. Abundansstudie och kopparhaltsanalys av rötslampåverkad daggmask. Examensarbete 1994:M7. Högsolan i Kalmar.
- Gunnarsson T. och Svensson R. 1988. Undersökning av markrespiration och daggmaskar i ogödslade respektive slamgödslade fält vid Igelösa och Petersborg. Rapport.
- Hanlon R.D.G. 1981. Influence of grazing by Collembola on the activity of senescent fungal colonies grown on media of different nutrient concentration. *Oikos* 36, 362-367.
- Hedlund K. och Augustsson A. 1995. Effects of Enchytraeid grazing on fungal growth and respiration. *Soil Biol. Biochem.* 27, 905-909.
- Hedlund K., Boddy L. och Preston C.M. 1991. Mycelial responses of the soil fungus, *Mortierella isabellina*, to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). *Soil Biol. Biochem.* 23, 361-366.
- Hopkin S.P. 1989. *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied Science, London.
- House G.J. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil och Tillage Research* 5, 351-360.
- O'Connor F.B. 1967. The enchytraeidae. In: *Soil Biology* (eds. Burges A. och Raw F.). Academic Press, London. pp. 213-257.
- Ohlsson T., Nilsson P. och Aspegren H. 1997. Behandling av avloppsslam genom inarbetning i jord. Försök utförda i Malmö kommun 1991-1996. Slutrapport avseende projekt 505-4298-93-SV.
- Raw F. 1959. Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature* 184, 1661.
- Scheu S. 1987. Microbial activity and nutrient dynamics in earthworm casts (Lumbricidae). *Biol. Fertil. Soils* 5, 230-234.
- Sjögren M. och Augustsson A. 1995. Dispersal and fragmentation of the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in metal polluted soil. *Pedobiologia* 39, 207-218.
- Sokal R.R. och Rohlf F.J. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Van der Drift J. och Jansen E. 1977. Grazing of springtails on hyphal mats and its influence on fungal growth and respiration. In: *Soil organisms as components of ecosystems* (eds. Lohm U. och Persson T.). *Ecol. Bull.* 25, 203-209.
- Van Gestel C.A.M. och Hensbergen P.J. 1997. Interaction of Cd and Zn toxicity for *Folsomia candida* Willem (Collembola: Isotomidae) in relation to bioavailability in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 1177-1186.
- Westheide W. och Graefe U. 1992. Two new terrestrial *Enchytraeus* species (Oligochaeta, Annelida). *J. Natural History* 26, 479-488.
- Zachmann J.E. och Linden D.R. 1989. Earthworm effects on corn residue breakdown and infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1846-1849.

Tabell 1. Behandling av försöksleden i Petersborg och Oxie. Alla ytor har en 4-årig växtföljd utom K (kontroll) i Oxie som är oplöjd och bevuxen med gräs och örter. På B och C i Petersborg läggs 4 resp. 12 ton ts slam ha⁻¹ ut vart 4e år medan slamgivan på B1 och B2 i Oxie är uppdelad på två givor om året 1991-1993 och en giva 1994-1996.

Provyta	Försöksled	Slam ton ts ha ⁻¹ år ⁻¹	Handelsgödsel
Petersborg	A0	0	-
	A2	0	x
	B0	1	-
	B2	1	x
	C0	3	-
Oxie	K	0	-
	B0	0	x
	B1	100	-
	B2	200	-

Tabell 2. Antal dagmaskar funna på provvytorna i Petersborg och Oxie (medel $\pm$ SD, n=10). De försöksled som tillförts handelsgödsel är markerade med +HG. Olika bokstäver efter totalt antal betecknar försöksled som skiljer sig signifikant åt (ANOVA).

Provyta	Försöksled ton ts slam ha ⁻¹ år ⁻¹	Totalt antal m ⁻²	<i>Ap. longa</i> antal m ⁻²	<i>Ap. caliginosa</i> antal m ⁻²	<i>Al. chlorotica</i> antal m ⁻²	<i>Ap. rosea</i> antal m ⁻²
Petersborg	0	3.6 $\pm$ 4.4 a	0 $\pm$ 0	2.8 $\pm$ 3.3	0 $\pm$ 0	0.8 $\pm$ 2.5
	0 +HG	2.4 $\pm$ 2.1 a	0 $\pm$ 0	2.4 $\pm$ 2.1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	1	8.0 $\pm$ 7.3 bc	0.4 $\pm$ 1.3	7.6 $\pm$ 7.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	1 +HG	4.8 $\pm$ 5.3 ab	1.6 $\pm$ 3.4	3.2 $\pm$ 3.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	3	9.6 $\pm$ 4.7 c	1.2 $\pm$ 1.9	8.4 $\pm$ 3.5	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	ANOVA	F=3.799 p=0.0096				
Oxie	0	14.8 $\pm$ 14.4 a	9.6 $\pm$ 15.9	2.8 $\pm$ 5.0	1.6 $\pm$ 2.8	0.8 $\pm$ 1.7
	0 +HG	16.0 $\pm$ 8.2 a	16.0 $\pm$ 8.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	100	0 $\pm$ 0 b	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	200	0 $\pm$ 0 b	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	ANOVA	F=53.381 p=0.0001				

Tabell 3. Antal småringmaskar funna på provvytorna i Petersborg och Oxie (medel $\pm$ SD, n=10). De försöksled som tillförts handelsgödsel är markerade med +HG. Olika bokstäver efter totalt antal betecknar försöksled som skiljer sig signifikant åt (ANOVA).

Provyta	Försöksled ton ts slam ha ⁻¹ år ⁻¹	Totalt antal m ⁻²	Enchytraeus antal m ⁻²	Fridericia antal m ⁻²	Enchytronia antal m ⁻²	Marionina antal m ⁻²	Achaeta antal m ⁻²	Henlea antal m ⁻²	Buchholzi antal m ⁻²
Petersborg	0	1463 $\pm$ 2402a	1097 $\pm$ 2394	274 $\pm$ 259	0 $\pm$ 0	46 $\pm$ 129	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	0 +HG	1792 $\pm$ 4140a	1463 $\pm$ 4245	329 $\pm$ 320	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	1	183 $\pm$ 259b	0 $\pm$ 0	183 $\pm$ 259	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	1 +HG	585 $\pm$ 494ab	219 $\pm$ 308	329 $\pm$ 403	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	3	585 $\pm$ 551a	110 $\pm$ 177	402 $\pm$ 471	0 $\pm$ 0	37 $\pm$ 116	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	ANOVA	F=2.716 p=0.0421							
Oxie	0	2195 $\pm$ 1077a	549 $\pm$ 464	841 $\pm$ 1035	256 $\pm$ 387	0 $\pm$ 0	37 $\pm$ 116	37 $\pm$ 116	256 $\pm$ 458
	0 +HG	256 $\pm$ 387b	219 $\pm$ 308	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	100	21091 $\pm$ 21169c	20476 $\pm$ 20645	37 $\pm$ 116	0 $\pm$ 0	37 $\pm$ 116	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	200	34200 $\pm$ 42479c	33466 $\pm$ 42189	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	ANOVA	F=31.738 p=0.0001							

Tabell 4. Antal *E. doerjesi* funna efter 7 veckor i respirationsexperimentet (medel $\pm$ SD, n=5).

Provyta	Försöksled ton ts slam ha ⁻¹ år ⁻¹	Behandling antal maskar burk ⁻¹		
		0	3	15
Petersborg	0	0	26.2 $\pm$ 6.4	105.6 $\pm$ 35.1
	0 +HG	0	27.4 $\pm$ 4.4	99.4 $\pm$ 14.1
	1	0	25.0 $\pm$ 4.3	103.6 $\pm$ 38.0
	1 +HG	0	26.6 $\pm$ 4.8	97.2 $\pm$ 28.0
	3	0	26.0 $\pm$ 5.7	99.8 $\pm$ 20.1
Oxie	0 +HG	0	42.2 $\pm$ 9.6	57 $\pm$ 27.4
	100	0	38.4 $\pm$ 4.0	51.6 $\pm$ 30.1
	200	0	0	0
	0	0	0	0

Tabell 5. Metallhalt (mg kg^{-1} ts) i tillfört slam och jord från tre försöksled på provytan i Oxie efter det att totalt 0, 672 och 1330 ton ts slam ha^{-1} tillförts mellan 1991 och 1996 (Ohlsson et al. 1997). Metallerna är analyserade efter uppslutning i salpetersyra.

Metaller	Slam ($\text{ton ts slam ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)			
	slam 1991-1996	0 +HG 1996	100 1996	200 1996
Fe	65222	8300	15000	20000
Mn	161	350	290	280
Cu	1433	7.8	220	420
Zn	900	42	150	260
Al	12056	6600	6500	7000
Ni	28	6	8.2	12
Cd	2.6	0.32	0.55	0.86
Cr	35	9.2	11	14
Co	5.3	3.4	3.7	4.1
Pb	70	14	21	26
As	5.2	3.9	4	4.7
Hg	1.7	0.03	0.3	0.52
V	19	14	13	13

Tabell 6. Metallhalt (mg kg⁻¹ ts) i tillfört slam och jord från fyra försöksled på provytan i Petersborg. Slam tillfördes senast 1993.

Ar	försöksled ton ts slam ha ⁻¹ år ⁻¹	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	Co
1981	Alla led	19	0.3	12	-	0.05	8.2	49	
1994	0	14	0.30	9.6	14	0.04	8.6	46	4.8
	0 +HG	14	0.30	8.9	13	0.04	8.1	45	4.7
	1	15	0.31	12	14	0.04	8.6	44	4.8
	1 +HG	14	0.30	11	14	0.04	8.7	44	4.8
	3	14	0.32	15	14	0.04	9.2	45	4.9
1981	slam	180	3.5	1100	135	4.5	25	1000	
1993	slam	75	1.7	1550	38	2.4	30	655	

Tabell 7. pH och näringsämnen i jord från fem försöksled på provytan i Petersborg sedan totalt 0, 16 och 48 ton ts slam ha⁻¹ tillförts mellan 1981 och 1993 (Andersson och Nilsson 1996). Ämnen betecknade med AL har extraherats med ammoniumlaktat och anses vara tillgängliga för växter och mikroorganismer. För att få totalmängden av N och P har jorden uppslutits i saltsyra före analysen.

		Jord tillförd slam (ton ts ha ⁻¹ år ⁻¹)					
		slam	0	0 +HG	1	1 +HG	3
		1981-1993	1994	1994	1994	1994	1994
pH		7.1	6.6	6.5	6.5	6.7	6.4
Organiskt C	% av ts	23	2.1	2.3	2.0		2.1
NH ₄ +NO ₃ -N	mg kg ⁻¹ ts	10 000	25**				26**
Total - P	mg kg ⁻¹ ts	27 000	53*	52'	65*		68*
Total - K	mg kg ⁻¹ ts	1 000	137*	142*	149*		130*
AL - P	mg kg ⁻¹ ts		9.7	9.7	9.5	11	12
AL - K	mg kg ⁻¹ ts		7.1	8.0	6.6	8.1	6.5
AL - Ca	mg kg ⁻¹ ts	36 000	200*	180*	160*		160*
AL - Mg	mg kg ⁻¹ ts	3 000	5.0	5.1	4.8	4.9	4.6

* 1993 före slamspridning.

** 1995 kg ha⁻¹ i markprofilen 0-60 cm.

Tabell 8. pH och näringsämnen i jord från tre försöksled på provytan i Oxie efter totalt 0, 672 och 1330 ton ts slam ha⁻¹ tillförts mellan 1991 och 1996 (Ohlsson et al. 1997). Ämnen betecknade med AL har extraherats med ammoniumlaktat och anses vara tillgängliga för växter och mikroorganismer. För att få totalmängden av N och P har jorden uppslutits i salpetersyra före analysen.

		Slam (ton ts ha ⁻¹ år ⁻¹)			
		slam	0 +HG	100	200
		1991-1996	1996	1996	1996
pH		7.8	6.5	5.6	5.7
Organiskt C	% av ts	28	1.1	3.3	3.6
Total - N	mg kg ⁻¹ ts	39111	1300	3900	4400
NH ₄ - N	mg kg ⁻¹ ts	11567	2.3	14	5.9
NO ₃ - N	mg kg ⁻¹ ts	-	11	110	220
Total - P	mg kg ⁻¹ ts	28556	270	4500	7300
AL - P	mg kg ⁻¹ ts	-	190	760	980
AL - K	mg kg ⁻¹ ts	1567	130	66	74
AL - Ca	mg kg ⁻¹ ts	37111	1200	1900	4300
AL - Mg	mg kg ⁻¹ ts	5078	54	11	19

Figurtexter:

Fig. 1. Överlevnad av adulta *E. doerjesi* efter 1, 3, 5 och 7 veckors inkubering i reproduktionsexperimentet. Medel $\pm$ SD är angivna (n=5). A. Petersborg, ingen skillnad mellan jordarna (ANOVA: $F(yta)=0.639$, $p=0.6363$) eller tiderna ($F(tid)=0.296$, $p=0.8280$). B. Oxie, antalet överlevande är lägre på kontrollytan än på övriga ytor (ANOVA: $F(yta)=18.969$, $p<0.0001$) och minskar med tiden ($F(tid)=3.643$, $p=0.0054$).

Fig. 2 Andel av tillsatta adulta som har äggsäck efter 1, 3, 5 och 7 veckors inkubering i reproduktionsexperimentet. Medel $\pm$ SD är angivna (n=5). När experimentet började hade 50% av individerna äggsäck. A. Petersborg, ingen skillnad mellan jordarna (ANOVA: $F(yta)=1.253$, $p=0.2955$), andelen med äggsäck minskar med tiden ($F(tid)=15.080$, $p<0.0001$). B. Oxie, i jorden från de två slambehandlade ytorna har fler småringmaskar äggsäck än i jord från kontroll och handelsgödslade ytor (ANOVA: $F(yta)=22.128$, $p<0.0001$), skillnaden ökar med tiden ($F(tid)=9.986$, $p<0.0001$).

Fig. 3. Förändring i längd efter 1, 3, 5 och 7 veckors inkubering i jord från de olika försöksleden i reproduktionsexperimentet. Medel $\pm$ SD är angivna (n=5). A. Petersborg, småringmaskarna i jord tillförd 1 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ är något längre än de övriga (ANOVA: $F(yta)=6.418$, $p<0.0001$), maskar i alla jordarna minskar i storlek med tiden ($F(tid)=20.256$, $p<0.0001$). B. Oxie, småringmaskar i jord med mycket slam är betydligt större än de i jord från kontroll och handelsgödslade ytor (ANOVA: $F(yta)=211.371$, $p<0.0001$), skillnaden ökar med tiden ($F(tid)=45.506$, $p<0.0001$).

Fig. 4. Antal juveniler funna efter 1, 3, 5 och 7 veckors inkubering i reproduktions-experimentet. Medel $\pm$ SD är angivna (n=5). A. Petersborg, ingen skillnad mellan ytorna (ANOVA: $F(yta)=0.649$, $p=0.6293$), antalet juveniler ökar med tiden ($F(tid)=60.927$, $p<0.0001$). B. Oxie, fler juveniler i den slambehandlade jorden än i övriga jordar (ANOVA: $F(yta)=17.611$, $p<0.0001$), skillnaden ökar med tiden ($F(tid)=144.709$, $p<0.0001$).

Fig. 5. Respiration i jord från försöksleden i Petersborg med 0 ($\square$), 3 ($\circ$) eller 15 (Δ) småringmaskar tillsatta (n=5). A. 0 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$, B. 0 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ +handelsgödsel, C. 1 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$, D. 1 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ +handelsgödsel, E. 3 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$. Respirationen är lägre i jord där varken slam eller handelsgödsel tillförts (ANOVA: $F(yta)=19.765$, $p<0.0001$), och ökar med antalet tillförda maskar ($F(maskantal)=12.815$, $p<0.0001$).

Fig. 6 Respiration i jord från försöksleden i Oxie med 0 ($\square$), 3 ($\circ$) eller 15 (Δ) småringmaskar tillsatta (n=5). A. Kontroll - 0 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$, B. 0 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ +handelsgödsel, C. 100 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$, D. 200 ton ts slam $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$. Respirationen ökar med slamgivan (ANOVA: $F(yta)=950.683$, $p<0.0001$), och antalet maskar ($F(maskantal)=12.207$, $p<0.0001$).

Fig 1

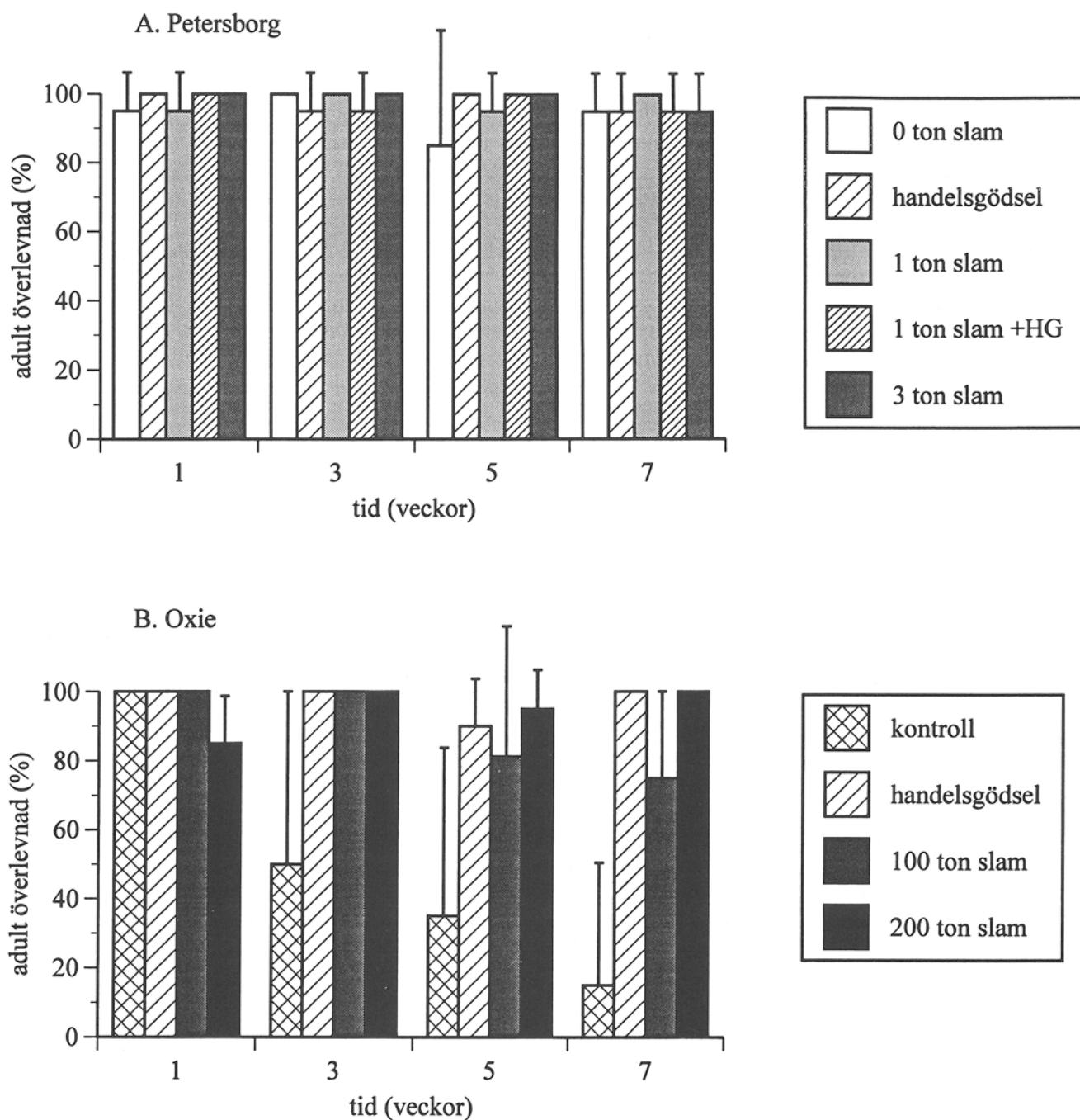


Fig 2

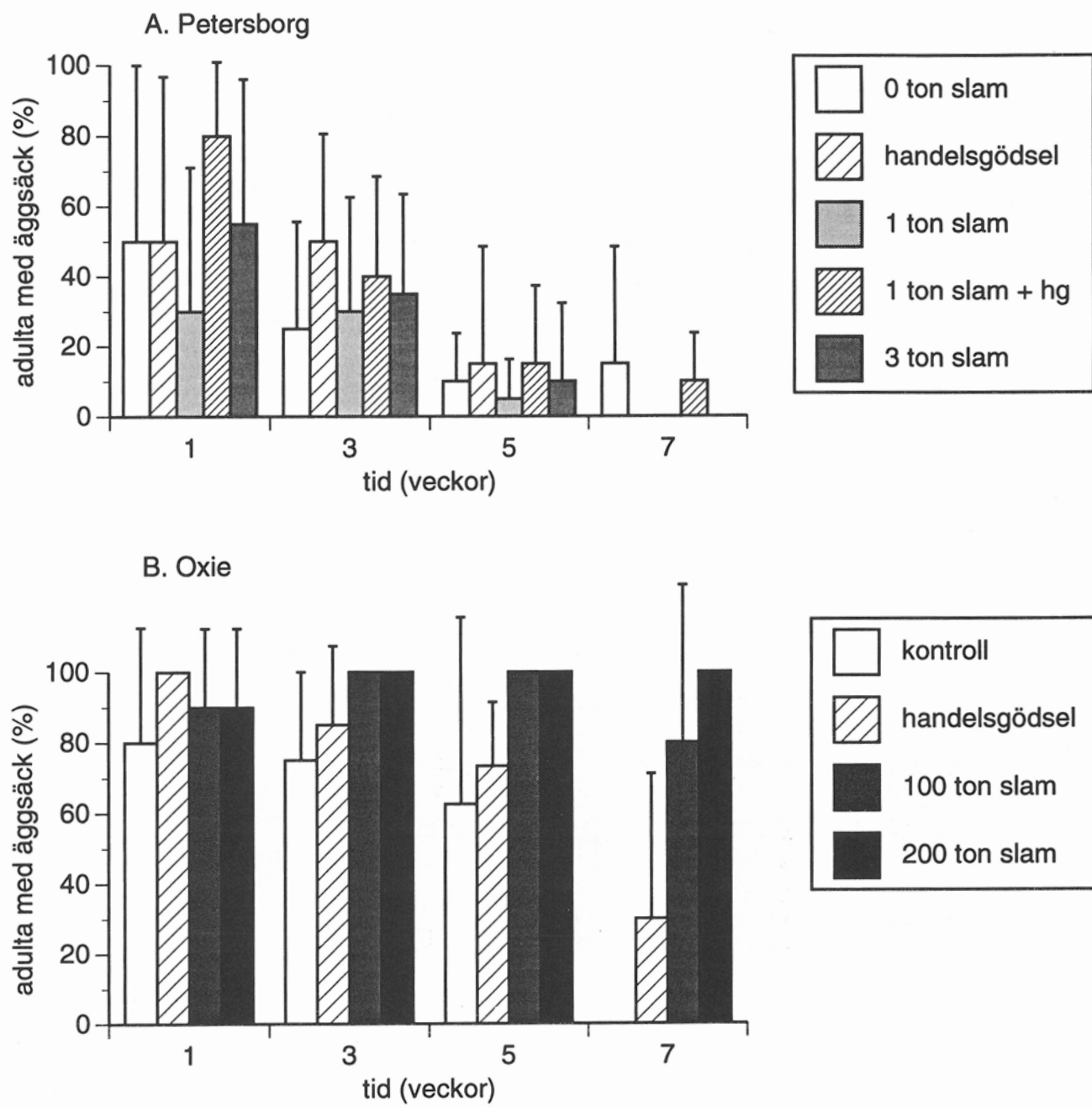


Fig 3

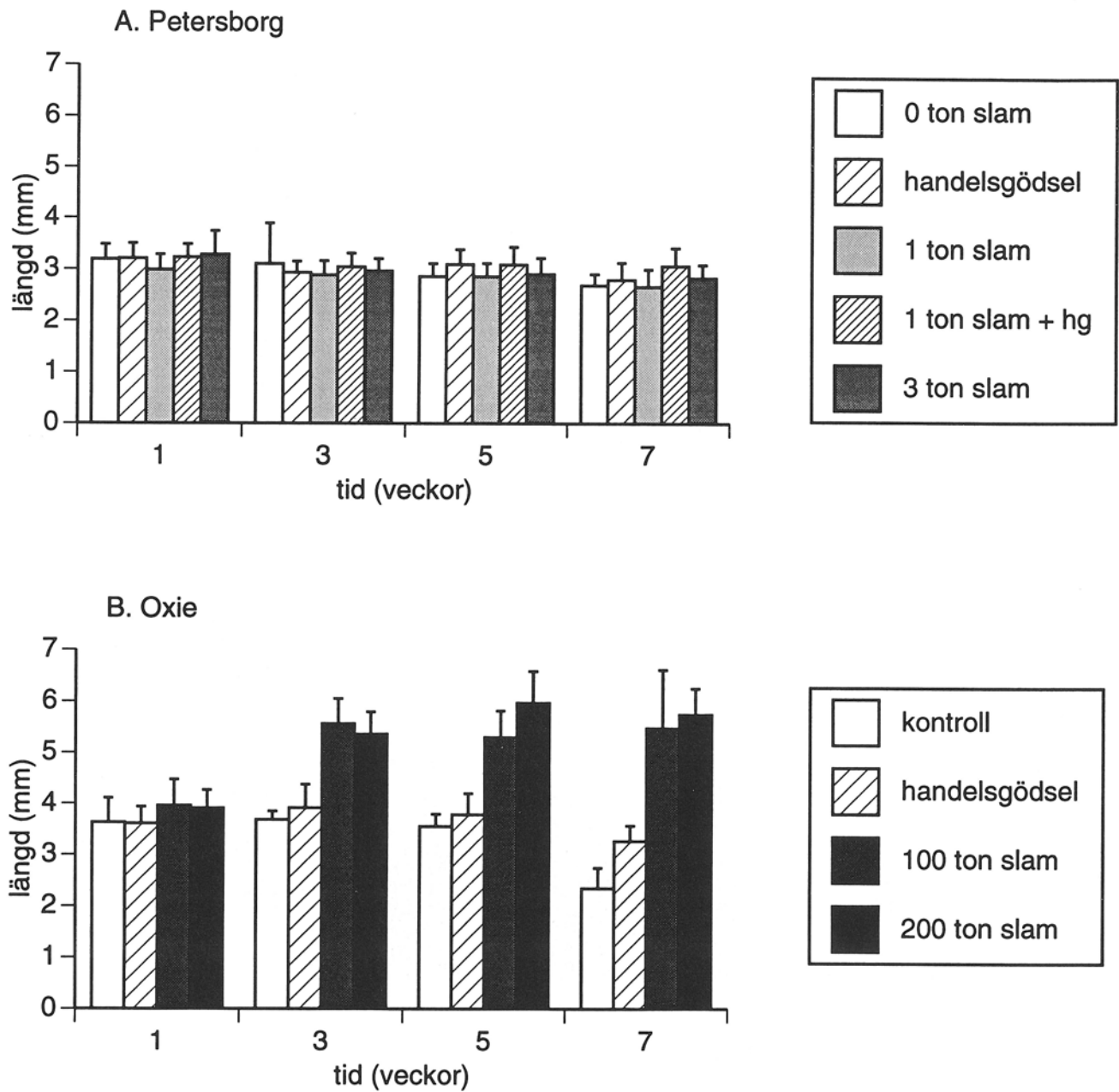


Fig 4

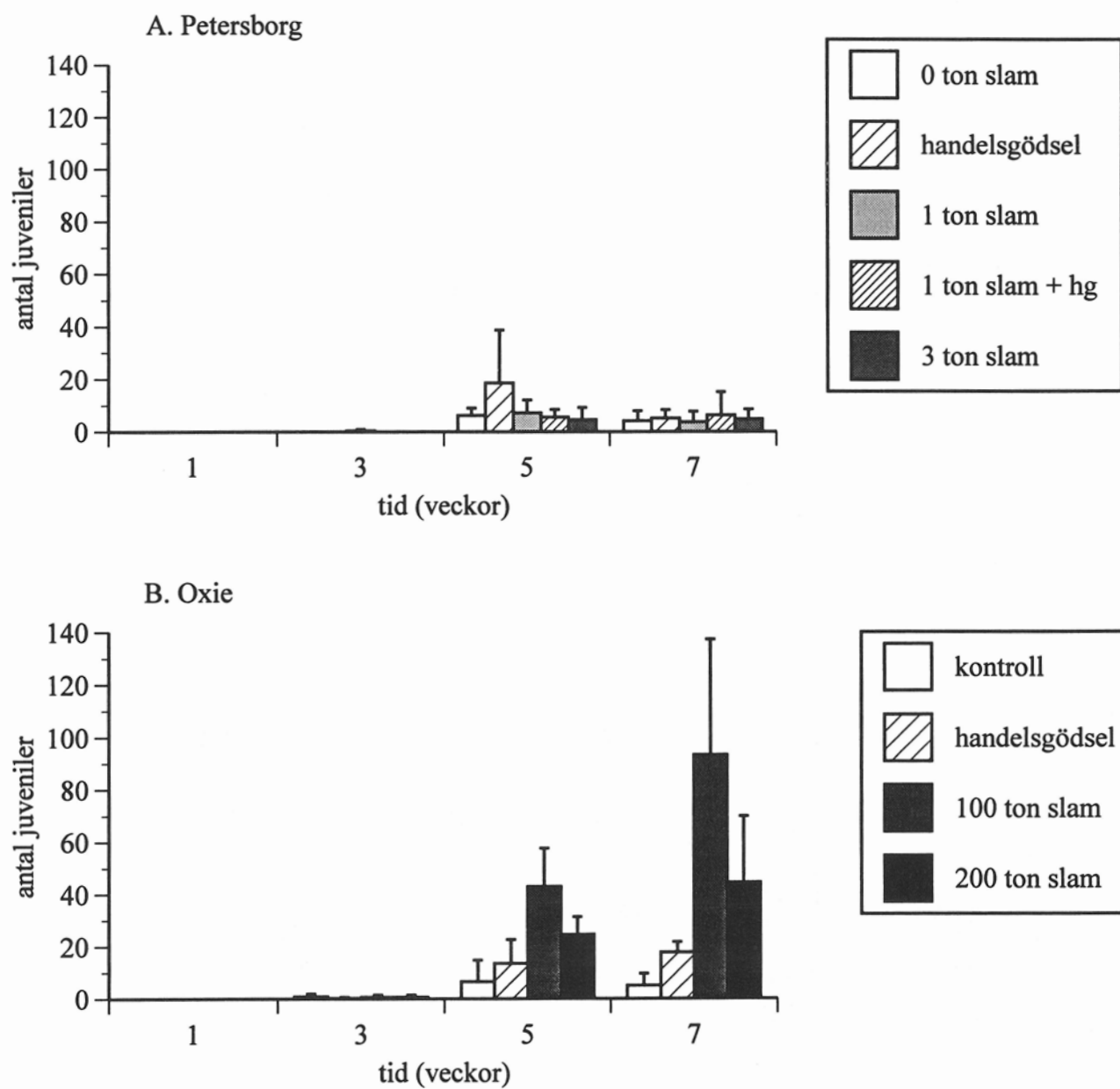


Fig 5

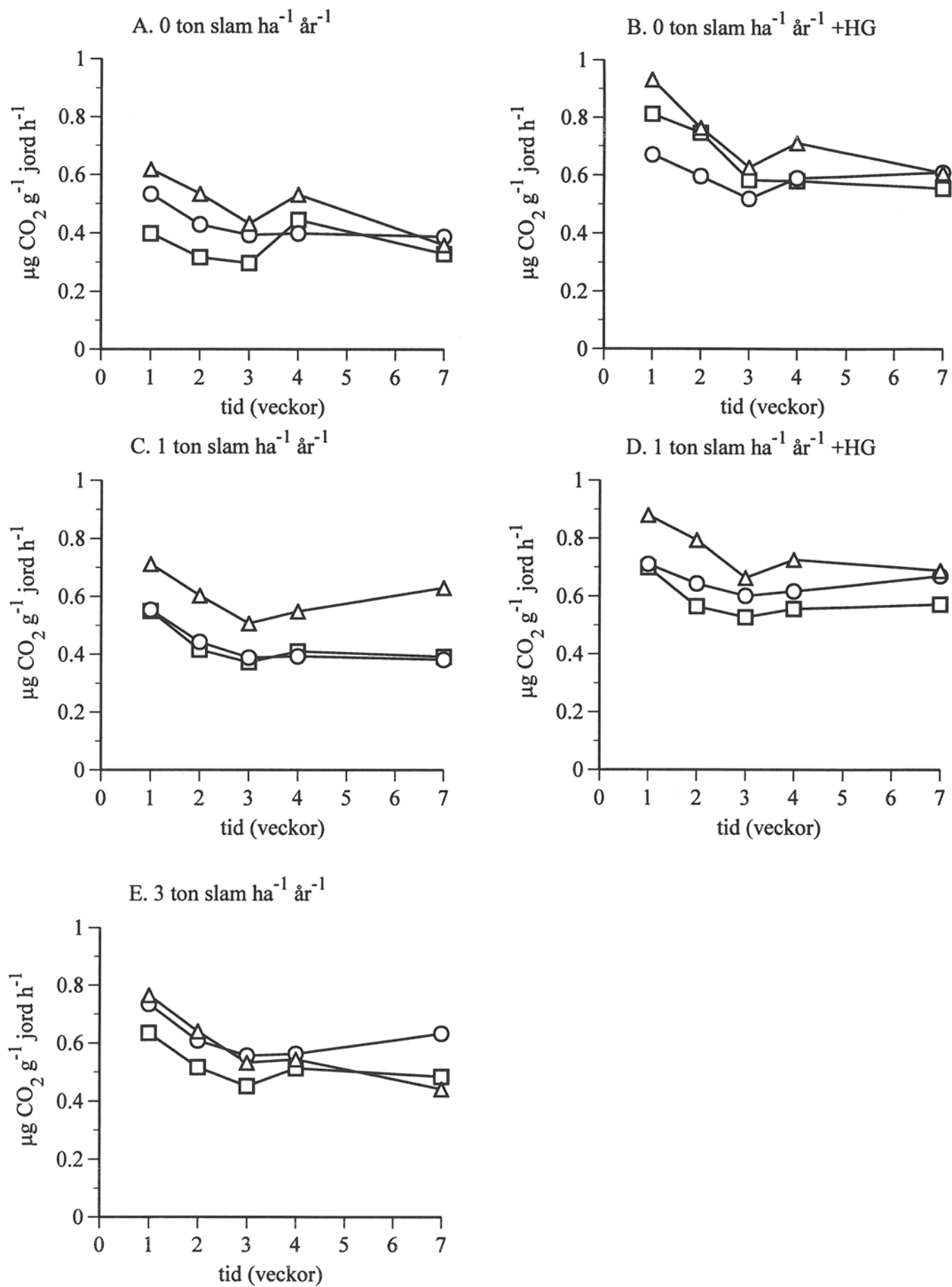
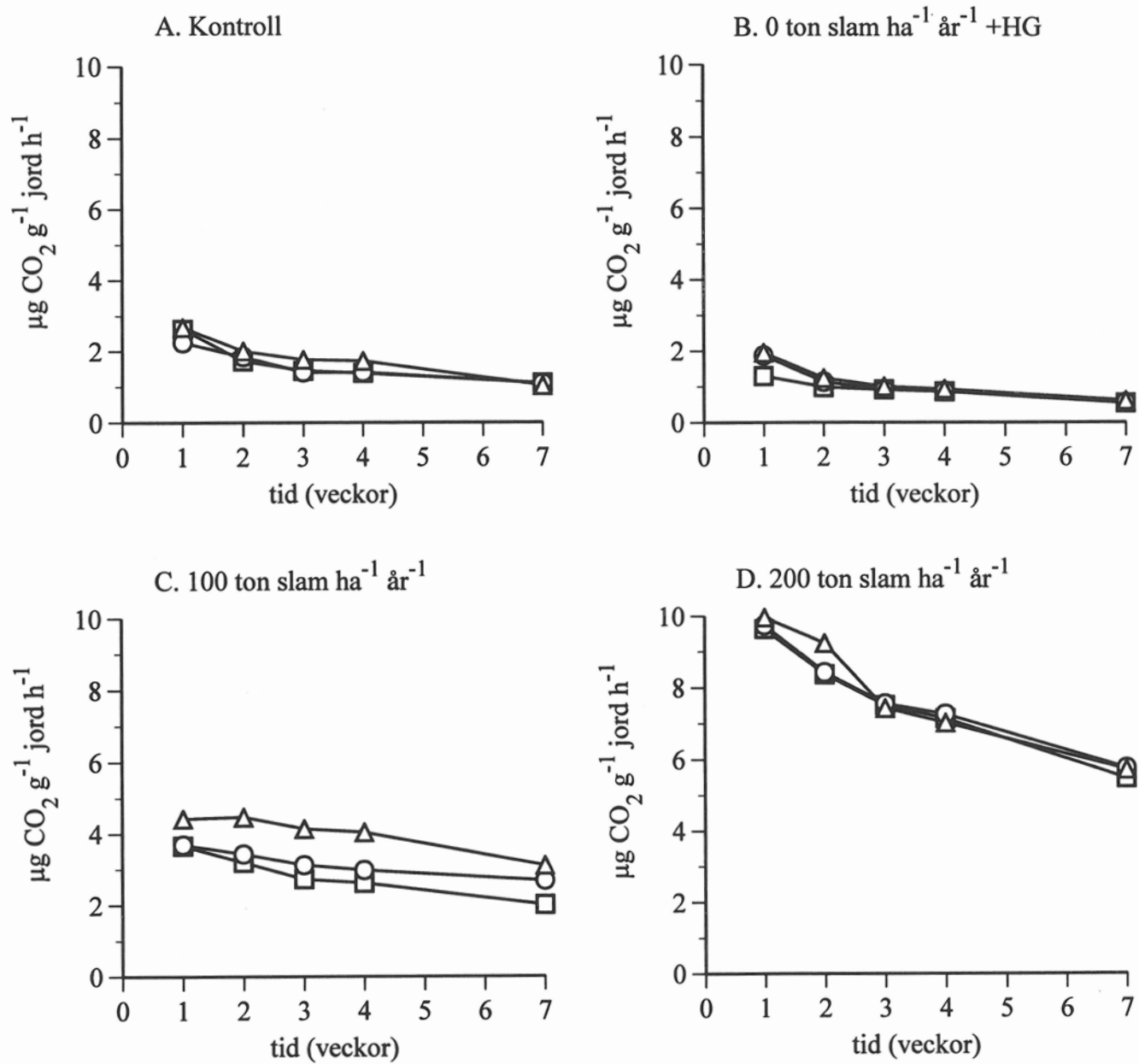


Fig 6



Markbiologiska effekter vid slamspridning på åkermark

Fältförsök med kommunalt
avloppsslam från Malmö och
Lund under åren 1981-1995

*Mats Johansson
Lennart Torstensson
Institutionen för mikrobiologi
SLU*

FÖRORD

Projektet "Slamspridning på åkermark" startade 1981 med målsättningen att undersöka slammets växtnäringsvärde och hur slammets innehåll av tungmetaller påverkar markens, och olika grödors metallinnehåll. Efterhand har projektet utvidgats till att även inbegripa studier av organiska föreningar i slam, mark och gröda. Omfattande kompletterande undersökningar avseende markmikrobiologi och maskar har också utförts.

Fältförsök startade på fem platser i sydvästra Skåne, men arbetet har nu koncentrerats kring två försöksplatser: Igelösa gård, strax nordost om Lund, och Petersborgs gård, strax söder om Malmö. Slam har levererats från Källbyverken i Lund respektive Sjölundaverket i Malmö. Första gången marken behandlades med slam var hösten 1981, och därefter har slamspridning skett hösten 1985, hösten 1989 och hösten 1993.

Denna rapport bygger på fältförsöken på Igelösa och Petersborg. Provtagning för mikrobiologiska studier har utförts 1990 samt 1994, det vill säga ett år efter slamspridning. En mer utförlig presentation av analys av organiska föreningar, metaller och pesticider i slam, mark och gröda har tidigare rapporterats i "Slamspridning på åkermark". Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1995. Per-Göran Andersson och Peter Nilsson, Hushållningsällskapetens rapportserie 1, 1997. Den summariska beskrivningen av resultaten från slam- och markanalyserna i den nu föreliggande rapporten tas med som bakgrundsfakta till de biologiska analyserna. För mer fullständig beskrivning hänvisas till ovanstående rapport.

Föreliggande rapport är utarbetad och sammanställd av:

Mats Johansson
Institutionen för mikrobiologi
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7025
750 07 UPPSALA

Tel: 018-67 33 74
Fax: 018-67 33 92

Lennart Torstensson
Institutionen för mikrobiologi
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7025
750 07 UPPSALA

Tel: 018-67 32 94
Fax: 018-67 33 92

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD.....	1
1. SAMMANFATTNING.....	3
1.1 Allmänna erfarenheter.....	3
1.2 Generella mönster i slambehandlade led.....	3
1.3 Effekter på de markbiologiska bördighetsfaktorerna.....	4
2. INLEDNING.....	5
3. MATERIAL OCH METODER.....	7
3.1 Försöksplatser.....	7
3.1.1 Igelösa.....	7
3.1.2 Petersborg.....	7
3.2 Försöksplan.....	7
3.3 Utförda kemiska tester.....	8
3.4 Utförda biologiska tester.....	9
3.4.1 Respiration.....	9
3.4.2 Kväve mineralisering.....	9
3.4.3 Ammoniumoxidation (nitrifikation).....	9
3.4.4 Denitrifikation.....	10
3.4.5 Fosfatasaktivitet.....	10
3.4.6 Kvävefixering.....	10
3.5 Statistisk bearbetning.....	10
3.5.1 Multivariat statistik.....	11
3.5.2 Univariat statistik.....	11
4. RESULTAT.....	12
4.1 Kemiska analyser.....	14
4.1.1 Slammet.....	14
4.1.2 Marken.....	15
4.2 Biologiska analyser.....	19
4.2.1 Respirationsmätningar.....	19
4.2.2 Kväve mineralisering (ammonifikation).....	20
4.2.3 Ammoniumoxidation (nitrifikation).....	21
4.2.4 Denitrifikation.....	21
4.2.5 Kvävefixering.....	22
4.2.6 Fosfataser.....	23
5. DISKUSSION.....	25
6. LITTERATUR.....	28
7. BILAGA 1.....	30

1. SAMMANFATTNING

1.1 Allmänna erfarenheter

- De båda försöksplatserna är skilda från varandra vad beträffar såväl kemiska som biologiska parametrar. Petersborg har generellt lägre biologisk aktivitet jämfört med Igelösa och den bakomliggande orsaken är en lägre mullhalt.
- Det finns en naturlig variation i båda fälten, dvs gradienter av kemiska och biologiska parametrar.
- Slam och kvävetillförseln har givit upphov till förändringar i fälten som gör det möjligt att gruppera effekterna av behandlingarna.
- Mönstret för grupperingarna är mycket likartat efter provtagningarna 1990 och 1994 (12 respektive 16 årsgivor av slam) för både Petersborg och Igelösa.

1.2 Generella mönster i slambehandlade led

- Mullhalten har ökat (5-16% över kontroll).
- Totalkvävehalten är i stort oförändrad.
- pH har sjunkit något.
- Markrespirationen (kolomsättningen) har generellt ej påverkats av slamgivan.
- Mikrobiell biomassa mätt genom SIR tenderar att öka vid stigande slamgiva, dock signifikant endast för Igelösa 1994.
- Potentialen för kvävemineralisering har ökat.
- Potentialen för nitrifikation tenderar att sjunka. Detta är tydligast för högsta slamgivan.
- Potentialen för denitrifikation är i stort oförändrad.
- Sura fosfataser ökade påtagligt. Alkaliska fosfataser ökade i Igelösa, men sjönk i Petersborg.

1.3 Effekter på de markbiologiska bördighetsfaktorerna

- Slammet har påverkat flera av de markbiologiska bördighetsfaktorerna. Generellt har denna påverkan varit positiv.
- Inga påtagliga störningar på markekosystemet har påvisats
- Förändringarna är i regel små jämfört med skillnader mellan fälten.
- De positiva effekter som tillsatsen av rötslam inneburit härrör från tillförsel av mullämnen och växtnäring. Detta är något som i allmänhet stimulerar mikrobiell aktivitet. Sannolikt är effekterna av övergående natur eftersom de yttre bördighetsfaktorena snart tar över. De tungmetaller och persistenta organiska miljögifter som kan finnas i rötslam är av mer långlivad natur. Det kan därför inte uteslutas att tröskelvärden uppnås, vid framtida fortsatta tillsatser, där delar av mikroorganismpopulationen hämmas eller slås ut.

2. INLEDNING

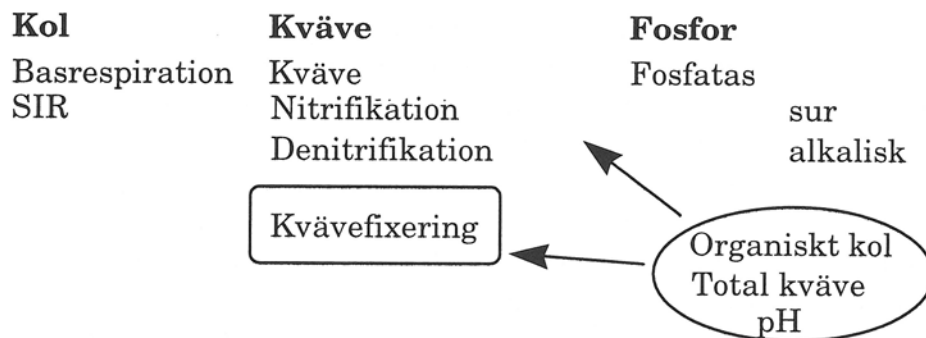
En mark är ett komplext system bestående av en kemisk, en fysikalisk och en biologisk del. Den biologiska delen har i många sammanhang försummats. I det biologiska reaktionssystemet kan markorganismerna sägas vara dragmotor. Denna dragmotor startar och sluter de i mark förekommande biogeokemiska kretsloppen. Av markorganismerna är mikroorganismerna den viktigaste delen (Persson och Otabbong, 1994).

Vidmakthållande av markens bördighet är en av förutsättningarna för att erhålla ett på lång sikt uthålligt jordbruk. En bördig åkerjord har definierats som en jord vilken långsiktigt ger höga skördar av god kvalitet baserat på biologiska, kemiska och fysikaliska bördighetsfaktorer (Persson och Otabbong, 1994). En marks bördighet bestäms inte av en enskild faktor utan genom ett samspel mellan olika faktorer. Dessa faktorer kan delas in i sådana som inte kan påverkas, t ex. minerogena materialets sammansättning, och sådana som kan påverkas, t ex. mullhalt. Bördigheten hos en jord är inte konstant. Den kan förbättras, bibehållas eller försämrats och detta till stor del beroende på vad vi gör med jorden. Skördens storlek beror emellertid inte enbart på bördighetsfaktorerna. I produktionen vidtar odlaren en rad kortsiktiga åtgärder, vilka inte räknas in i bördighetsbegreppet. Sådana åtgärder är jordbearbetning, kvävegödsling, ogräsbekämpning, etc. Maximal skörd erhålles när påverkbara bördighetsfaktorer och kortsiktiga åtgärder optimeras. Avsikten med de kortsiktiga åtgärderna är oftast inte att förändra markens bördighet, men de kan få den effekten om de upprepas. Exempelvis tenderar mullhalten öka i välgödslade jordar och minska vid intensiv jordbearbetning.

I bördighetsbegreppet lägger man ofta in kvalitetsaspekter. Kvalitet i detta sammanhang kan ha att göra med förekomst av patogener som uppträder i marken eller som angriper grödan. Det kan också ha att göra med att marken naturligt innehåller eller har tillförts tungmetaller eller organiska föroreningar som kan tas upp av växten och därmed föras vidare till konsumenterna via skördeprodukterna. Vissa av dessa substanser kan vara toxiska för människor eller djur.

All tillförsel av organiskt material, exempelvis kommunalt rötslam, påverkar marken på kort eller lång sikt. Det är sedan lång tid känt att tillfört organiskt material kan vara positivt för åkermarkens produktionsförmåga. Den positiva verkan beror på ett flertal samverkande faktorer. Organiskt material bidrar till humusbildningen, vilken i sig bidrar bland annat till ökad vattenhållande förmåga, förbättrad struktur och ökad katjonbyteskapacitet. Det organiska materialet innehåller också en mängd för växterna nödvändiga näringsämnen (Brady, 1990). Problematiken kring användningen av slam är till stor del kopplat till innehållet av tungmetaller och kemiska ämnen, som kan inverka negativt på markekosystemet.

De markbiologiska tester som utförts i denna studie har valts med tanke att spegla inverkan av slamgödsling på kol-, kväve- och fosforcykeln i mark (Fig. 1). Genom att kombinera analyser av mikroorganismernas aktivitet och dess biomassa kan vi erhålla ett känsligare instrument för att mäta påverkan på markekosystemet, än om vi bara skulle studera antingen aktivitet eller biomassa (Brookes, 1995). Genom att dessutom ta hänsyn till kinetiken hos processerna kan vi ytterligare öka känsligheten (Johansson *et al*, 1998).



Figur 1. Markbiologiska tester inom kolets, kvävet och fosforns kretslopp

3. MATERIAL OCH METODER

3.1 Försöksplatser

En sammanfattning av växtnäringsanalyser som utfördes på försöksplatserna innan försöksstart ges i tabell 1.

3.1.1 Igelösa

Försöksfältet är beläget på Igelösa gård en knapp mil nordost om Lund. Gården ägs och brukas av Sventorps gods, vars ägare är Nils Gyllenkrok. Gården representerar en större kreaturslös gård, med för trakten normal jordart.

3.1.2 Petersborg

Försöksfältet är beläget på Petersborgs gård några kilometer söder om Malmö. Gården ägs och brukas av Peter Bager. Försöksplatsen representerar en jordart som är typisk för Söderslätt med låg mullhalt. Gården drivs kreaturslöst.

Tabell 1. Jordanalyser på försöksplatserna 1981

Försöksplats	PH	Lättlöslig växtnäring, mg/100 g jord				Jordart
		P-AL	K-AL	Ca-AL	Mg-AL	
Igelösa	7,0	9,0	11,4	415	10	mmhML
Petersborg	6,8	11,1	8,9	195	7	nmhLL

3.2 Försöksplan

I fältförsöket finns behandlingar med såväl rötslam som kväve i olika kombinationer.

Tillförseln i de slambehandlade leden har motsvarat 1 och 3 ton torrsubstans per år. Slam har tillförts vart 4:e år, vilket inneburit en giva av 4 och 12 ton torrsubstans vid varje spridningstillfälle. Ledet med 4 ton motsvarar den, vid försöksstart, av Naturvårdsverket rekommenderade maximala givan.

Kväve har tillförts i form av handelsgödsel och i doser motsvarande 0, halv, respektive hel giva i förhållande till vad som betraktas vara normalt till respektive gröda. Vid halv och hel kvävegiva har rekommenderad giva av fosfor och kalium tillförts. Alla kombinationer av handelsgödsel och slam har förekommit.

- | | |
|---|--|
| A | Utan slamgödsling |
| B | Slamgödsling med 4 ton ts ha ⁻¹ 4 år ⁻¹ |
| C | Slamgödsling med 12 ton ts ha ⁻¹ 4 år ⁻¹ |
| 0 | Utan handelsgödsel |
| 1 | NPK i förhållande till grödan, ½ N-giva |
| 2 | NPK i förhållande till grödan, 1 N-giva |

3.3 Utförda kemiska tester

Analys av metaller och växtnäringsinnehåll i såväl slam som matjord har utförts av AgroLab i Kristianstad. Undantaget är jordens mullhalt (totalkol), totalkväve och pH som har analyserats av Statens Lantbrukskemiska Laboratorium i Uppsala (SLL). Eftersom dessa provtagits på samma sätt som proverna för de biologiska analyserna redovisas dessa separat. Alla övriga prover har uttagits ledvis. För vidare beskrivning av provtagningsförfarande hänvisas till Andersson och Nilsson (1997). Följande analyser har utförts på jord och slam: Ammonium- (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N), pH-H₂O, P-AL, P-HCl, K-AL, K-HCl, Ca-AL, As, S och mullhalt samt Hg, Cd, Pb, Cr, Co, Ni, Mn, Cu, Zn och B. Under senare år har även Sn (tenn) analyserats. För de resultat som ej redovisas här hänvisas till Andersson och Nilsson (1997).

Förutom ovanstående har analyser utförts avseende organiska föreningar. Som huvudanalys avseende organiska föreningar valdes "Priority Pollutants" (PP). Listan omfattar totalt 70 stycken miljöfarliga (toxiska, svårnedbrytbara och bioackumulerbara) ämnen sammanställd av SI-senter och norska naturvårdsverket.

Utöver PP-listan har SI-senter också bestämt extraherbart organiskt klor (EOCL), vilket är en samlingsparameter för klorerade bioackumulerbara ämnen. Slutligen har SI-senter även utfört en fördjupad analys av Σ PCB.

Slammet analyserades med avseende på bekämpningsmedelsrester. Analysen som användes har utvecklats på SLL och omfattar 107 olika ämnen. SLL utförde även en fördjupad analys kring 6 stycken fenoxisyror. (Åkerblom och Jansson, 1986; Åkerblom *et al.*, 1990)

3.4 Utförda biologiska tester

Provtagning har utförts 1990 samt 1994. Varje upprepning (4 stycken) för varje försöksled har provtagits. Provtagning har utförts i matjorden ned till 25 cm. Samtliga prover har sållats (4 mm) och förvarats frysta (-20°C) fram till analys (Stenberg *et al.*, 1997).

3.4.1 Respiration

Basrespiration (B-resp) och substratinducerad respiration (SIR) bestämdes i 30 gram jord, vilken justerats till 60 % av vattenhållande förmåga (pF 1,78. Från marken avgiven koldioxid bestämdes med en respirometer (Respicond III, Nordgren Innovations AB, Umeå, Sverige) enligt en modifiering av metoden beskriven av Nordgren (1988; 1992). Tekniken bygger på adsorption av koldioxid i hydroxidlösning. Vid denna adsorption bildas karbonat-joner, varvid konduktiviteten minskar i lösningen. Konduktivitetsminskningen kan sedan kalibreras mot koldioxidadsorption. En lösning av 0,25 M KOH användes som elektrolyt och bestämning av koldioxidackumulation skedde varje timme. Proven inkuberades under 10 dagar vid konstant temperatur (20°C). Basrespiration beräknades som medelvärdet av de 40 sista timmarna före SIR. Till SIR användes ett substrat bestående av 0,060 g (NH₄)₂SO₄, 0,60 g glukos samt 1,20 g talk per 30 gram jord. Substratet blandades i jorden och de tre första stabila mätningarna (efter ca 2-6 timmar) användes för att beräkna SIR.

3.4.2 Kväve mineralisering

Kapaciteten för kväve mineralisering (N-min) analyserades enligt en modifikation av den anaeroba inkubationsmetoden beskriven av Waring och Bremner (1964). Tio gram jord placerades i en 250 ml Duranflaska och 25 ml avjoniserat vatten tillsattes. Flaskan vakuumstögs (-100 kPa) och flushades med N₂ (+100 kPa) fyra gånger, varefter gasfasen i flaskan ventilerades till atmosfärstryck. Efter sju dagars inkubation vid 37°C extraherades ammonium genom att 25 ml 4 M KCl tillsattes och flaskan skakades i två timmar på en rotationsskak (175 rpm). Icke inkuberade jordar användes som kontroll. Ammonium i det centrifugerade provet analyserades spektrofotometriskt (630 nm) med indofenolmetoden (Swedish Standard Commission, 1976).

3.4.3 Ammoniumoxidation (nitrifikation)

Potentiell ammoniumoxidation (PAO) analyserades som ackumulerad nitrit i enlighet med en av Torstensson (1993) modifierad version av kloratinhiberingsmetoden (Belser och Mays, 1980). Till 25 g jord i Duranflaska

sattes 100 ml kaliumfosfatbuffert (1 mM) innehållande natriumklorat (15 mM) samt ammoniumsulfat (4mM). Flaskan inkuberades sedan aerobt under 6 timmar på en rotationsskak (175 rpm). Fyra prov togs ut och ackumulerad nitrit analyserades med "flow injection analysis" (FIA). Hastigheten beräknades genom att bestämma lutningskoefficienten vid linjär regression.

3.4.4 Denitrifikation

Potentiell denitrifikationsaktivitet (PDA) analyserades i enlighet med acetyleninhiberingsmetoden beskriven av Torstensson (1993) och Pell *et al.* (1996). Hastigheten för bildad N_2O ökade med tiden och data anpassades med icke linjär regression till en produktformel där hänsyn togs till exponentiell tillväxt (Stenström *et al.*, 1991). Genom detta förfarande kunde den initiella produktbildningshastigheten beräknas.

3.4.5 Fosfatasaktivitet

Fosfatasaktiviteten analyserades genom att paranitrofenylfosfat, som fungerar som substrat i den enzymatiska reaktionen, tillsattes jorden. Den hastighet med vilken paranitrofenol under definierade betingelser bildas uppskattades sedan och relaterades till mängden enzym. Vid pH 6,5 bestämdes sura fosfataser och vid pH 9,0 alkaliska (Tabatabai och Bremner, 1969; Torstensson, 1993).

3.4.6 Kvävefixering

Heterotrof kvävefixering studerades genom inblandning av glukos i jorden. Efter preinkubation under tre dagar tillsattes acetylen och hastigheten av bildningen av etylen användes som mått på kvävefixerande förmåga (Mårtensson och Witter, 1990).

Aktiviteten hos cyanobakterier bestämdes genom inkubation av jordarna under konstant belysning. Kvävefixeringsaktiviteten bestämdes vid fyra tillfällen under den tre månader långa inkubationstiden (Mårtensson och Witter, 1990).

3.5 Statistisk bearbetning

De två försöksplatserna samt de två olika provtagningstillfällena behandlas statistiskt separat. Detta beror främst på att jordarna är olika och har erhållit olika slamkvaliteter samt att samma analyser ej utförts vid de båda tillfällena.

Direkta jämförelser mellan åren bör heller ej göras eftersom även faktorer som växtföljd är av betydelse.

3.5.1 Multivariat statistik

Fältförsök genererar stora mängder data. Ett verktyg för att analysera komplexa datamatriser är principalkomponentanalys (PCA; (Wold *et al.*, 1985)). Med PCA är det möjligt att tolka mönster och förändringar över tiden hos objekten, samt utvärdera samband mellan variabler. Tillsammans med traditionell statistik är detta ett mycket kraftfullt verktyg att tolka förändringar i markekosystem.

Samtliga experimentella data reducerades med hjälp av PCA till ett fåtal komponenter som tillsammans beskriver de huvudsakliga variationerna i datasetet. Matrisen bestod av de olika jordarna, tidpunkterna och respektive behandling som objekt samt de olika mikrobiella och kemiska analyserna som variabler. Multivariat statistisk bearbetning har utförts i Unscrambler[®] (CAMO A/S, Trondheim, Norge)

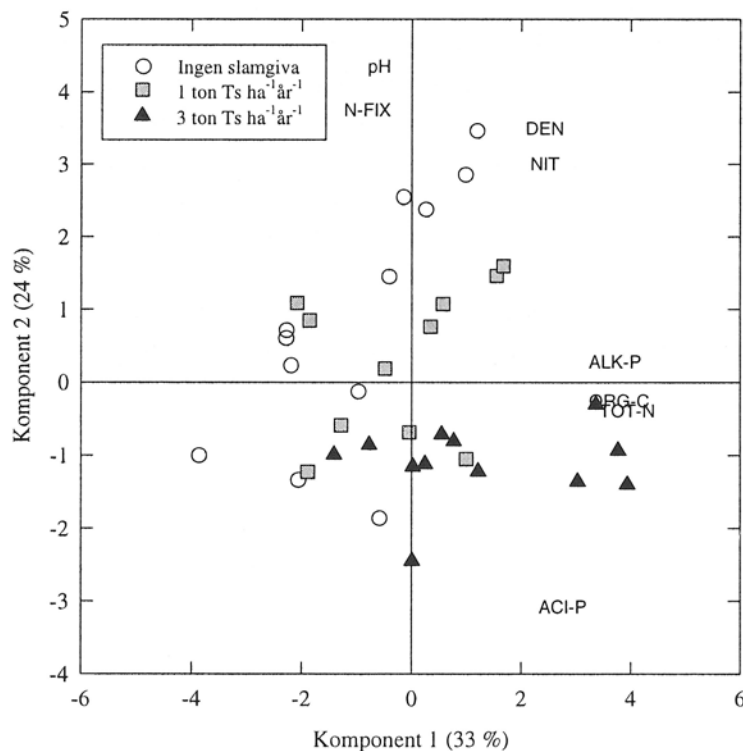
3.5.2 Univariat statistik

Ett problem med fältförsök i allmänhet är att de ofta är kompromisser. Det som till stor del styr försöksupplägg är praktiska detaljer och inte hur man efteråt ska kunna statistiskt bearbeta resultat. Tillsammans med fältvariationer kan detta leda till problem. Den naturliga fältvariationen kan vara större än den variation som eventuellt uppstår av den utförda behandlingen. Sammantaget är det således möjligt att ingen behandlingseffekt kan ses. Den statistiska modell vi använt oss av tar först hänsyn till om vi har några variationer i försökets rader och kolumner. Först när denna variation är inräknad undersöker modellen om det finns någon variation kvar som kan förklaras med de olika slam respektive kvävegivorna. Univariat statistisk bearbetning har utförts i SAS[®] proc GLM (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Vid behov har parametrarna log-transformerats.

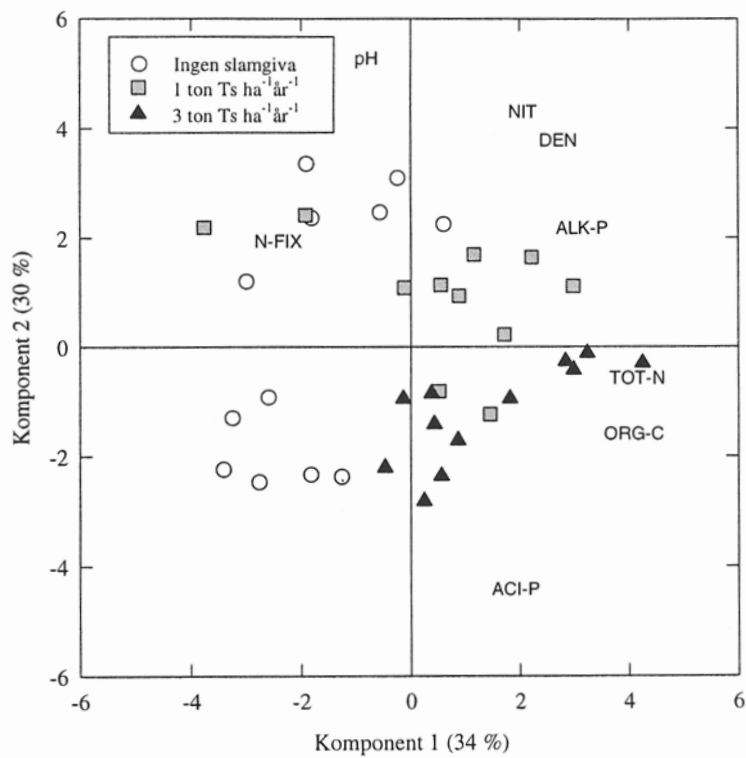
4. RESULTAT

De två försöksjordarna skiljer sig åt vad beträffar kemiska och biologiska parametrar. Igelösa har högre kol- och kvävehalter samt en högre biologisk aktivitet än Petersborg.

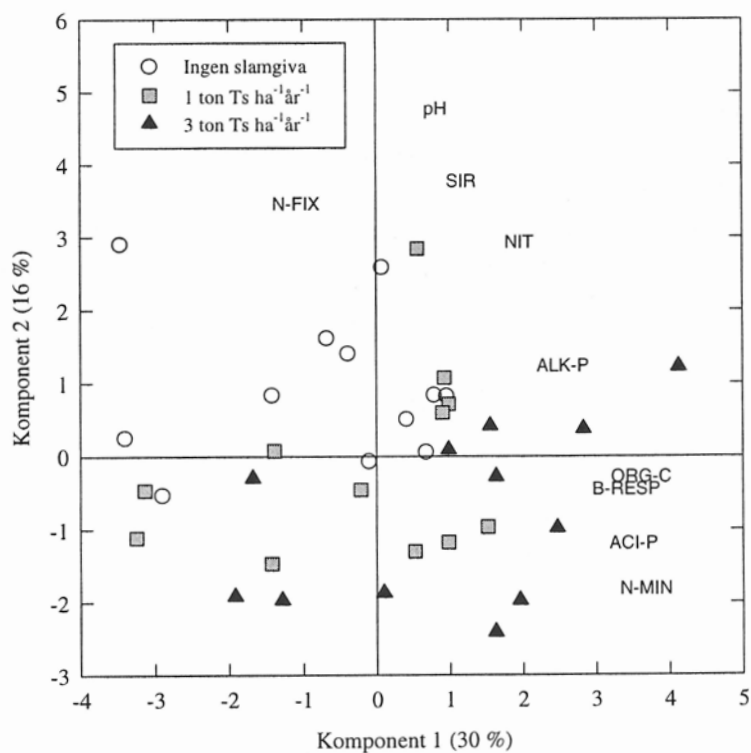
Analysen av fältförsöken med hjälp av PCA visade på en relativt stor fältvariation, och gav således vägledning för den univariata statistiska behandlingen. PCA visade att det i många fall var möjligt att dela in de olika behandlingarna i grupper. Längs den första principalkomponenten återfanns oftast organiskt kol och totalkväve. I vissa fall basrespiration och alkalisk fosfatasaktivitet. Dessa parametrar beskrev således den största variationen i datasetet. Längs den andra principalkomponenten återfanns främst pH och i vissa fall heterotrof kvävefixering. Denitrifikation och nitrifikation var starkt korrelerade med varandra och drog isär datasetet. En parameter som starkt bidrog till gruppering av de olika behandlingarna var sur fosfatasaktivitet. Denna var också i Igelösa svagt negativt korrelerad till pH. I Fig. 2-5 visas analysen med hjälp av PCA där de olika behandlingarna mer eller mindre tydligt skiljer ut sig. Observera också likheterna mellan de olika försöksfälten vad beträffar de olika parametrarnas position.



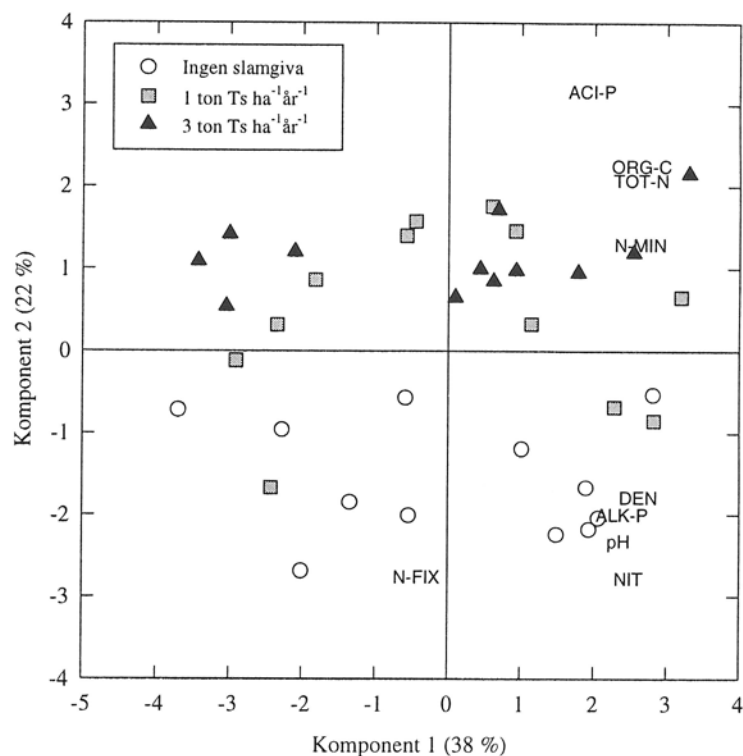
Figur 2. PCA, Igelösa 1990.



Figur 3. PCA, Igelösa 1994.



Figur 4. PCA, Petersburg, 1990.



Figur 5. PCA, Petersborg, 1994.

4.1 Kemiska analyser

4.1.1 Slammet

Slammets innehåll av metaller

Under den period försöket pågått ses en generell trend av sjunkande metallinnehåll i slammet både från Malmö och Lund (tabell 2 och 3). Halterna av Pb, Cd, Cr och Hg har sjunkit, medan Ni och Zn varierar mellan åren. Den enda metall som verkar öka är Cu i slammet från Malmö.

Tabell 2. Metallinnehåll i slam som tillförts Igelösa

År	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
mg kg ⁻¹ Ts							
1981	162	3,0	1333	137	6,9	111	1037
1985	85	1,3	651	207	4,0	19	595
1989	59	1,7	1300	46	5,2	17	1100
1993	59	1,9	1250	28	3,8	13	705

Tabell 3. Metallinnehåll i slam som tillförts Petersborg

År	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
mg kg ⁻¹ Ts							
1981	180	3,5	1100	135	4,5	25	1000
1985	103	2,8	1028	406	2,4	25	747
1989	120	2,2	1300	49	3,7	25	810
1993	75	1,7	1550	38	2,4	30	655

Slammets innehåll av organiska föreningar

PP-analysen från 1990 visade att Lunds slam var mer förorenat (20 identifierbara ämnen) än Malmös slam. För 1993 var förhållandet det omvända. Lund hade endast 9 identifierbara ämnen medan Malmö hade 16 identifierbara ämnen. Den fördjupade analysen av summa PCB visade att båda slammen hade lägre värden 1993 jämfört med 1990. Analys av dioxin visade att slammet endast innehåll 10% 1993 jämfört med 1990. Inga bekämpningsmedel har kunnat påvisas i något av slammen.

4.1.2 Marken.

Markens innehåll av växtnäring

Markens näringsinnehåll visas i tabell 4 och 5. P-AL och P-HCl för Igelösa är två respektive fyra gånger högre vid den högsta slamgivan jämfört kontroll, vilket indikerar såväl högre halter av lättlösligt som förrådsfosfor. K-HCl har ökat med 16%. I Petersborg kunde endast en svag ökning i P-AL och P-HCl ses.

Tabell 4. Växtnäringsinnehåll i matjorden, Igelösa

År	Behandling	P-AL	K-AL	Ca-AL	Mg-AL	P-HCl	K-HCl
mg 100g ⁻¹ Ts							
1990	A0	5,5	7,9	344	10	32	122
	B0	11,6	8,6	366	11	44	134
	C0	23,5	8,2	360	12	63	141
1994	A0	6,5	9,7	ND	12	ND	ND
	B0	13	8,5	ND	10	ND	ND
	C0	25	8,6	ND	11	ND	ND

ND = ej bestämd

Tabell 5. Växtnäringsinnehåll i matjorden, Petersborg

År	Behandling	P-AL	K-AL	Ca-AL	Mg-AL	P-HCl	K-HCl
mg 100g ⁻¹ Ts							
1990	A0	8,3	6,2	180	5	34	118
	B0	13,2	7,7	192	6	40	119
	C0	11,5	6,5	156	5	44	117
1994	A0	9,7	7,1	ND	5	ND	ND
	B0	9,5	6,6	ND	5	ND	ND
	C0	12	6,5	ND	5	ND	ND

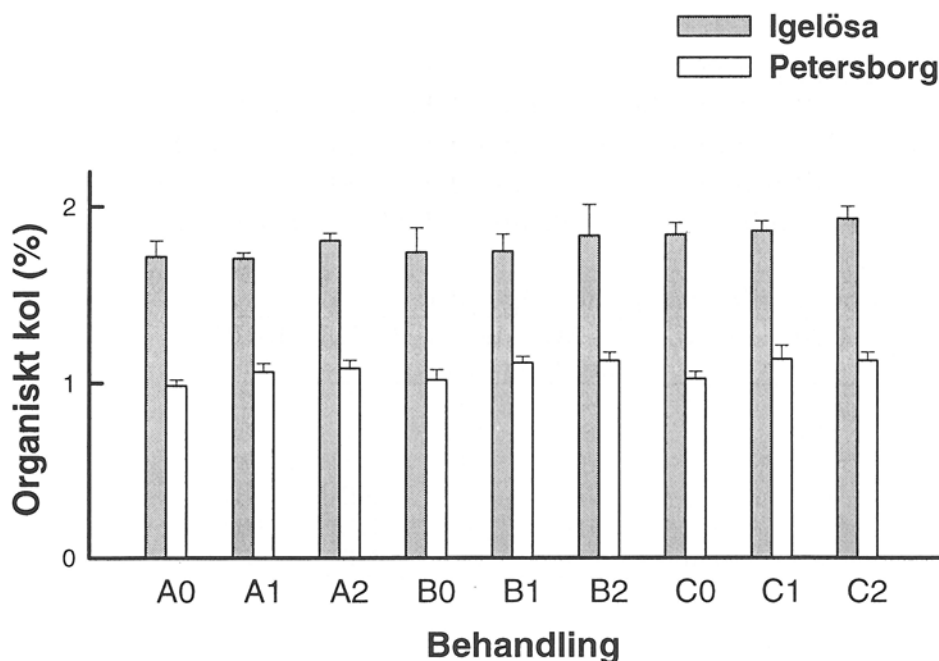
ND = ej bestämd

Mullhalt

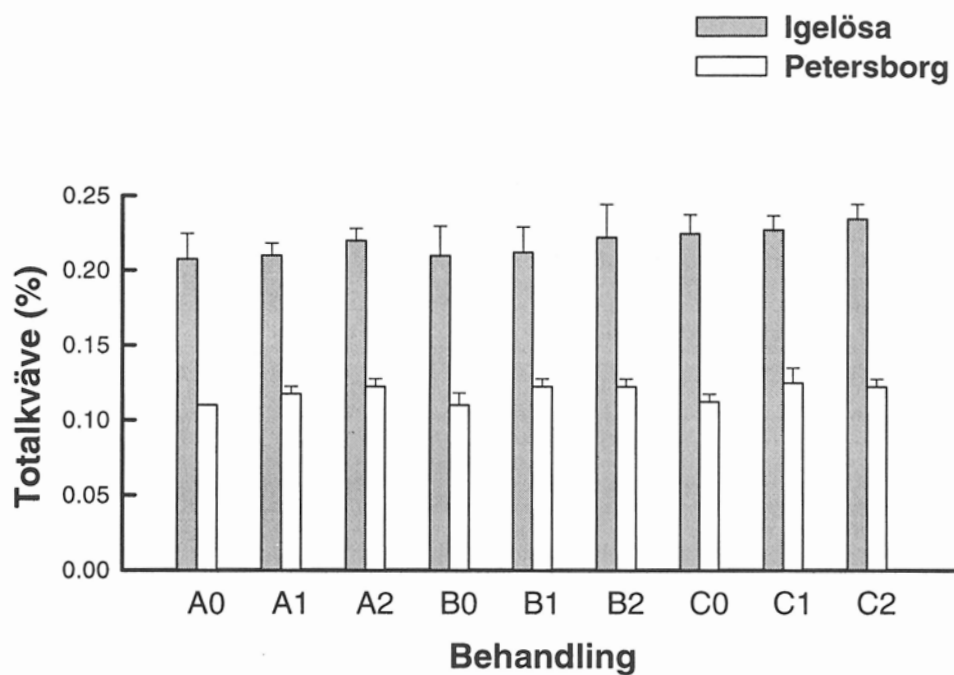
I nästan samtliga fall har slamgivan bidragit till en ökning i mullhalt (5-16% jämfört kontroll). Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 6. För Igelösa 1990 ökade mullhalten med ökade slamgivor, men 1994 var det endast den högsta givan som gav effekt. I Petersborg kunde en ökning ses för den högsta slamgivan 1990, samt för samtliga slamgivor 1994. För Petersborg hade det skett en ökning med ca 10% för de led som erhållit kväve medan kvävegivan i Igelösa ej bidragit till en högre mullhalt. Ökningen i Petersborg kan troligen tillskrivas en ökning i produktionen av organiskt material.

Totalkväve

Generellt har ingen signifikant ökning av totalkväve skett vid slamspridning. Undantagen var de högsta slamgivorna i Igelösa där en ökning med ca 10% kunde ses. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 7. Trenden är dock stigande kvävehalter med ökade slamgivor. Samma resonemang var gällande för kvävegivorna, men här var det Petersborg som uppvisade en signifikant ökad kvävehalt med ca 9% vid högsta kvävegivan.



Figur 6. Organiskt kol Igelösa-Petersborg, 1994.



Figur 7. Totalkväve Igelösa-Petersborg, 1994.

pH

Slamspridning har medfört en signifikant sänkning av pH med ca 0.1 enheter. Motsvarande sänkning kunde ej ses vid kvävegödsling, med undantag för Petersborg där ökad kvävegiva tenderade att sänka pH. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 8.



Figur 8. pH Igelösa-Petersborg, 1994.

Markens innehåll av metaller

Tabell 6 indikerar en ökning av markens metallinnehåll av metallerna Cu, Zn och Hg i Igelösa vid normal giva. Vid tre gånger normal giva ökar även Cd. Halterna av Pb, Cr och Ni påverkades ej av slamtillförsel. För Petersborg kunde endast en ökning i Cu ses med ökad slamtillförsel (tabell 7).

Tabell 6. Metallinnehåll i matjorden, Igelösa

År	Behandling	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
mg kg ⁻¹ Ts								
1990	A0	15	0,30	10	20	0,04	12	58
	B0	15	0,23	14	21	0,05	12	61
	C0	16	0,30	21	21	0,08	12	68
1994	A0	20	0,36	12	26	0,04	15	62
	B0	20	0,35	15	26	0,06	14	67
	C0	22	0,44	27	27	0,09	15	77

Tabell 7. Metallinnehåll i matjorden, Petersborg

År	Behandling	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
mg kg ⁻¹ Ts								
1990	A0	13	0,22	10	12	0,05	7,2	45
	B0	13	0,25	12	13	0,06	7,6	48
	C0	14	0,19	14	12	0,06	7,6	46
1994	A0	14	0,30	9,6	14	0,04	8,6	46
	B0	15	0,31	12	14	0,04	8,6	44
	C0	14	0,32	15	14	0,04	9,2	45

Markens innehåll av organiska föreningar

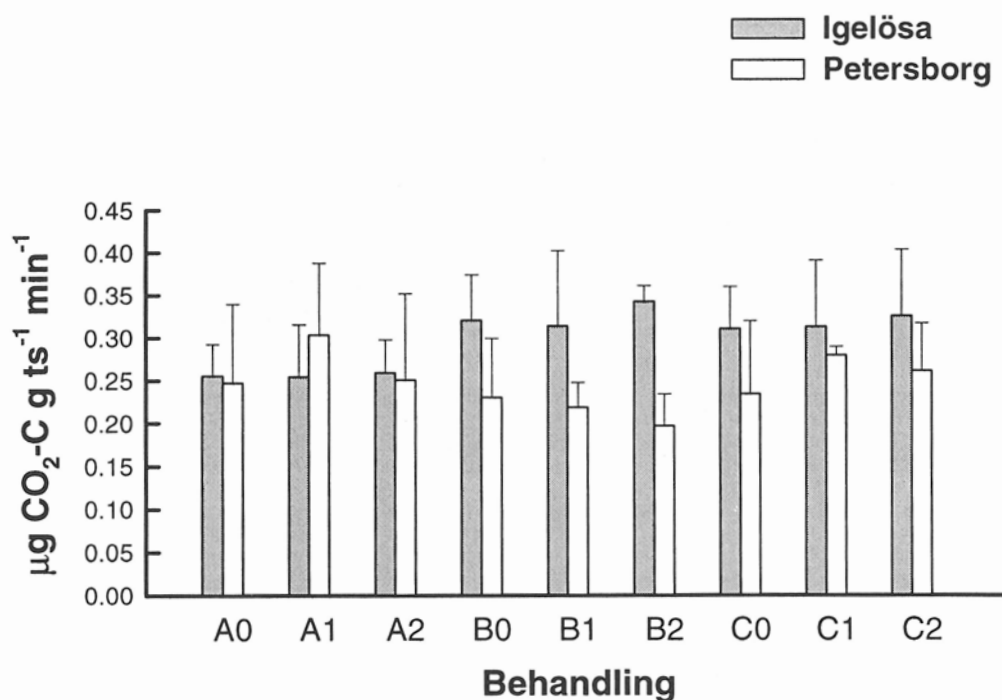
Priority Pollutants (PP) redovisas av SI på tre nivåer. Nivå 1 innebär att ämnet är identifierat och kan kvantifieras, dvs erhålla ett värde. Nivå 2 innebär att ämnet är identifierat dvs finns med säkerhet, men i så små koncentrationer att det inte kan kvantifieras. Vid nivå 3 kan ämnet ej påvisas.

Av de 70 PP-ämnena kunde inget ämne kvantifieras första året efter slamspridning 1990. Fler ämnen fanns identifierade i slamledet på Igelösa jämfört med ledet utan slam medan förhållandet var det omvända i Petersborg. Året efter förnyad slamspridning (1994) återfanns i stort samma ämnen, men märkligt nog hade led A0 (utan slam) klart högre värden än tidigare. Den fördjupade analysen av Σ PCB visade att ämnena ej var påvisbara i något led vare sig 1990 eller 1993. Efter förnyad slamspridning erhöles halter strax över detektionsgränsen. Halten EOCL i jorden låg under detektionsgränsen 1990 men över 1993. Efter förnyad slamspridning erhöles 1994 genomgående lägre värden än 1993, dock var ledet med slam högre än utan slam. Halten dioxin var ca 0,50 pg/g ts och något högre efter förnyad slamspridning (1994) med värden från 0,60-1,1 pg/g Ts. Kontrollberäkningar visade att slammet ej var källan till denna ökning.

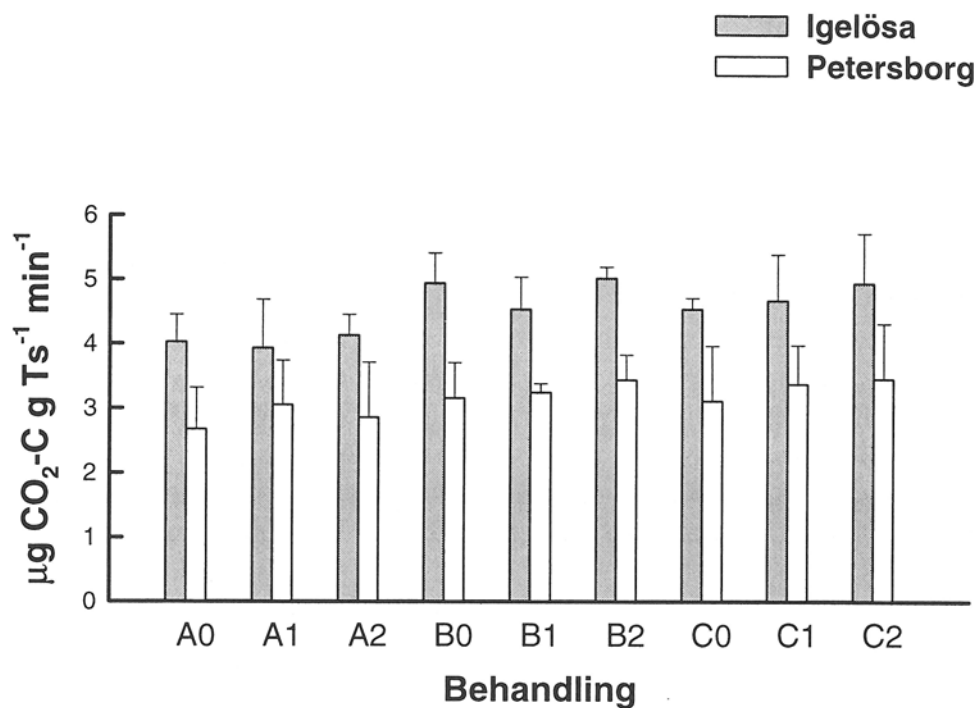
4.2 Biologiska analyser

4.2.1 Respirationsmätningar

Basrespirationen följer inga bestämda trender vad beträffar slamgivor eller kvävegivor. För Igelösa 1994 skedde en ökning jämfört kontroll med ca 26%, men det var oberoende av slamgivans storlek. I Petersborg var resultaten motsägande. SIR uppvisade inga statistiskt signifikanta förändringar med ökade slamgivor i Petersborg. Petersborg uppvisar dock 1994 en trend till ökad biomassa med ökad slamgiva. I Igelösa 1994 skedde det en ökning jämfört kontroll med ca 18% oberoende slamgiva. Kvävegivan hade inte heller någon större effekt på SIR. Med undantag av Petersborg 1990, där en ökning med 21% för den högsta kvävegivan kunde observeras, fanns inga signifikanta skillnader. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 9 och 10.



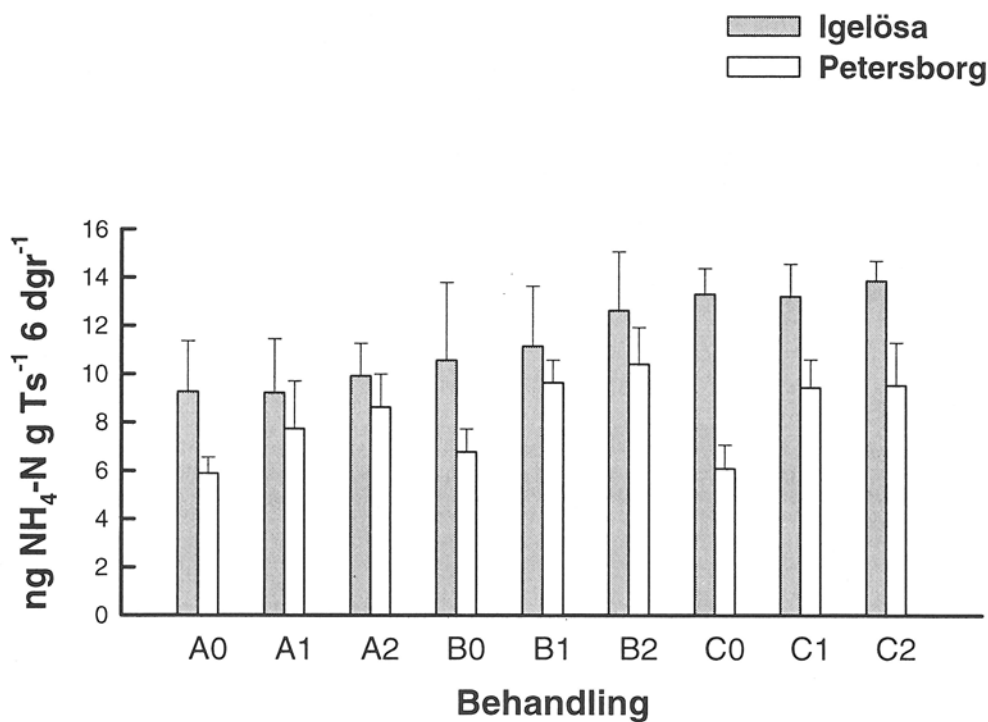
Figur 9. Basrespiration Igelösa-Petersborg, 1994.



Figur 10. Substratinducerad respiration Igelösa-Petersborg, 1994.

4.2.2 Kväve mineralisering (ammonifikation)

I Igelösa 1994 kunde en ökning av kväve mineraliseringspotentialen ses med ökad slamgiva. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 11.

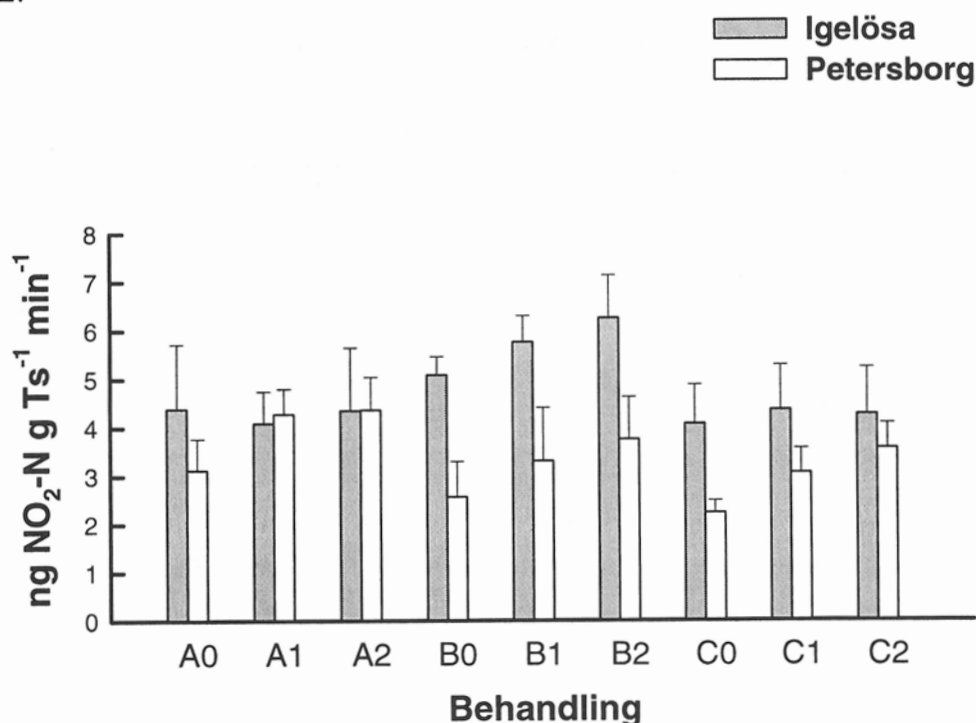


Figur 11. Kväve mineralisering Igelösa-Petersborg, 1994.

För Petersborg ökade kväve mineraliseringen något för slamgödslade led, men 1994 var effekten endast signifikant för normalgivan av slam. Vid den tredubbla givan var ej kväve mineraliseringen längre skild från ogödslade led. Kvävegödsling ökade potentialen i Petersborg, men ej i Igelösa.

4.2.3 Ammoniumoxidation (nitrifikation)

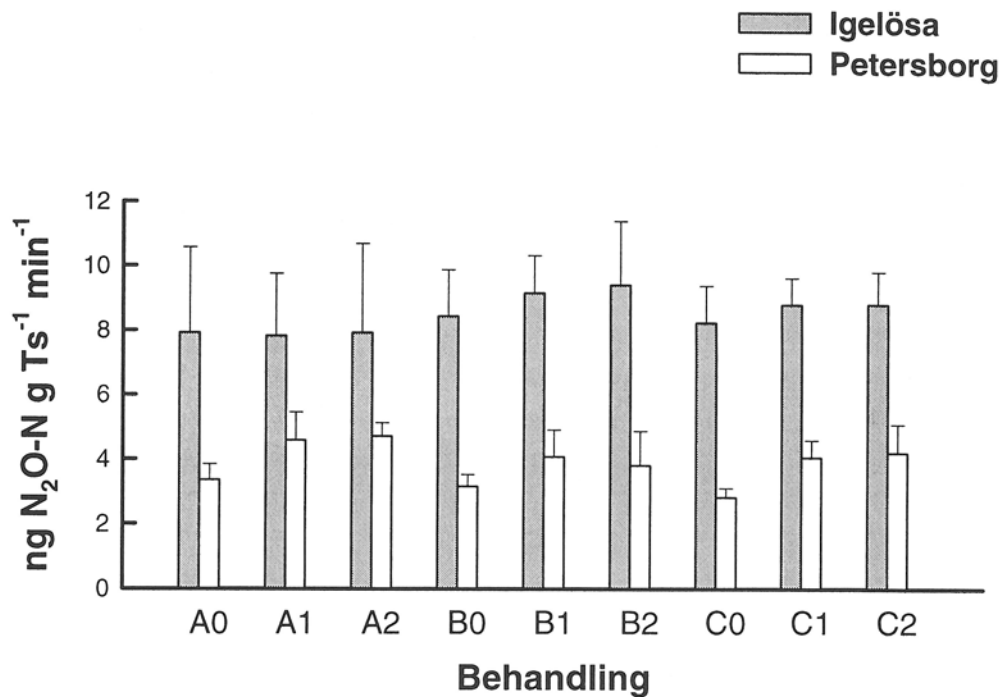
Nitrifikationspotentialen (PAO) har förändrats i Petersborg där en sänkning med 30 % kunde ses 1994. Trenden var densamma 1990, men då var inte sänkningen signifikant. Kvävegödsling medförde i Petersborg en ökad PAO. I Igelösa ökade PAO med första slamgivan; men sjönk sedan tillbaka till kontrollet. Detta var signifikant 1994. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 12.



Figur 12. Ammoniumoxidation Igelösa-Petersborg, 1994.

4.2.4 Denitrifikation

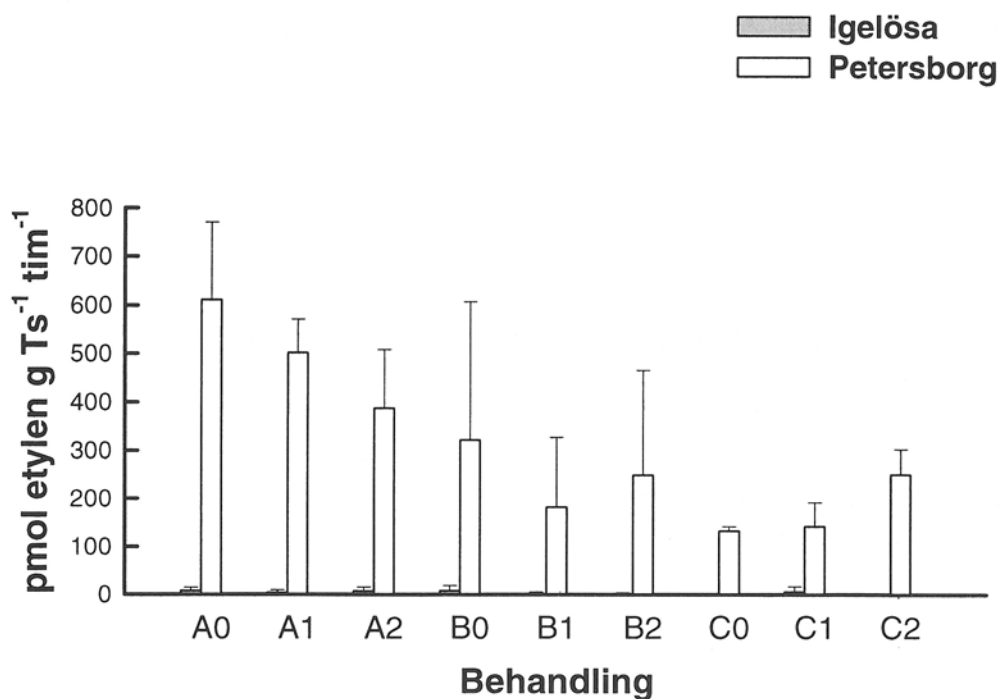
Det fanns inga signifikanta skillnader i denitrifikationspotential mellan slamgödslade och icke slamgödslade led. Kvävegödsling gav heller ingen signifikant effekt, med undantag av Petersborg 1994 där en ökning med ca 35% kunde ses. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 13.



Figur 13. Denitrifikationskapacitet Igelösa-Petersborg, 1994.

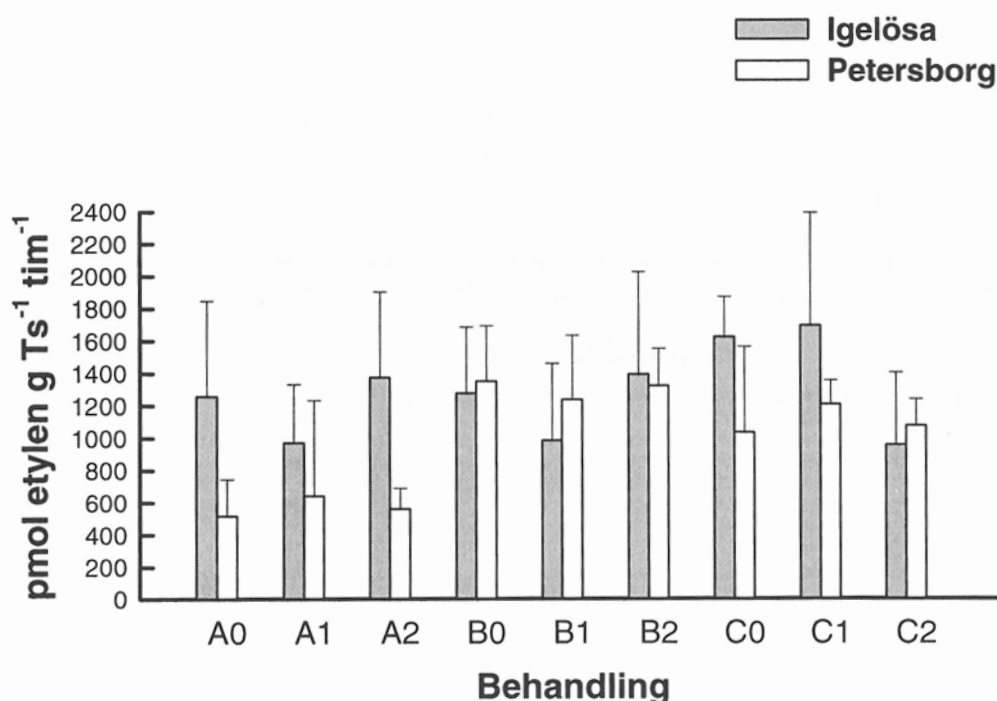
4.2.5 Kvävefixering

Den genomgående trenden för heterotrof kvävefixering var en sänkning av aktiviteten vid ökade slamgivor. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 14 och 15.



Figur 15. Heterotrof kvävefixering Igelösa-Petersborg, 1994.

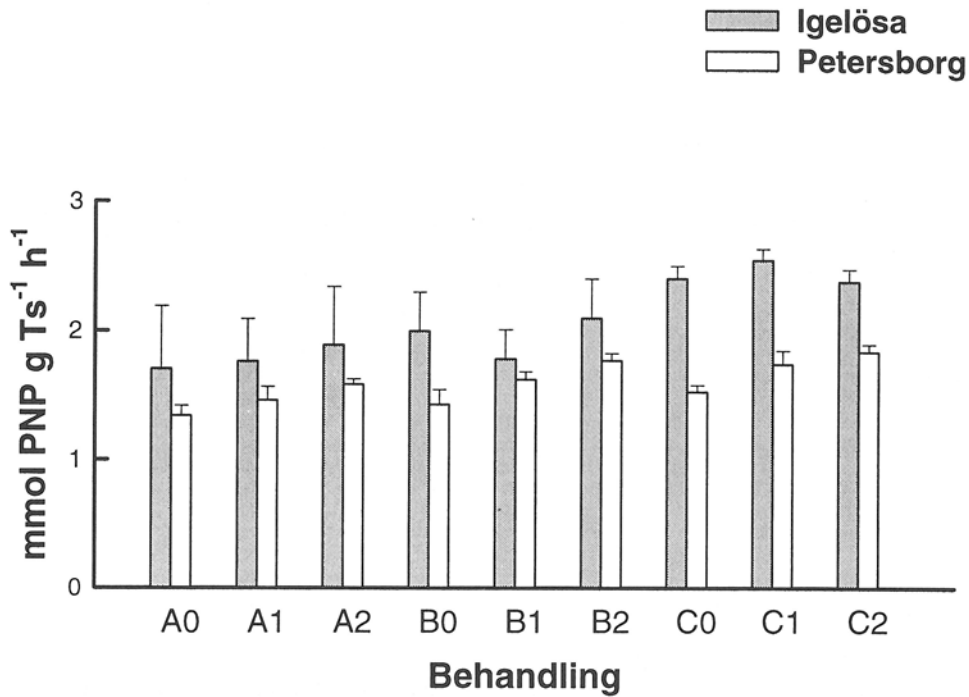
I Petersburg var det en signifikant skillnad mellan kontroll och slamgiva. Nästan 40 % av mätningarna för Igelösa 1994 var under detektionsgränsen för heterotrof kvävefixering, vilket gör det mycket svårt att dra några långtgående slutsatser. Det går dock att urskilja en lägre aktivitet för den högsta slamgivan jämfört med kontroll. Kvävefixeringskapaciteten för cyanobakterier var i stort oförändrad förutom i Petersburg 1994, där kontrollen hade låg aktivitet i jämförelse med slamgivorna.



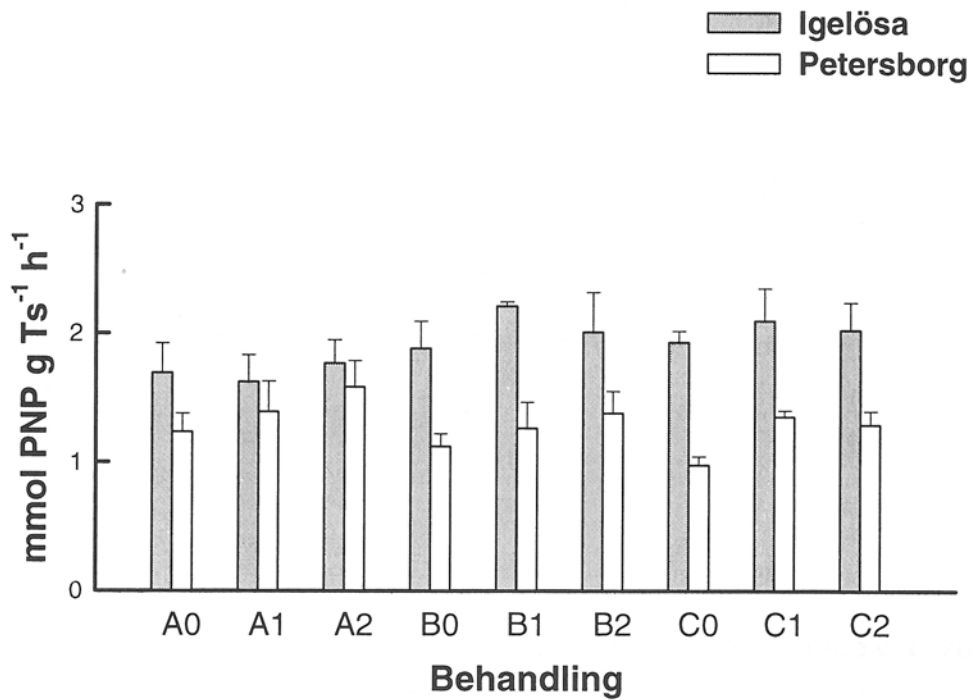
Figur 16. Kvävefixering av cyanobakterier Igelösa-Petersborg, 1994.

4.2.6 Fosfataser

Vid ökad slamgiva ökade de sura fosfataserna med ända upp till 34%. Samma trend fanns för kvävegiva, men här var ökningen inte lika kraftig. I Igelösa hade kvävegivan mindre eller ingen betydelse för de sura fosfataserna. Trenden för de alkaliska fosfataserna var inte lika tydlig. De ökade något i Igelösa, men i Petersburg 1990 skedde ingen förändring för att 1994 vändas till en sänkning i de slamgödslade leden. Kvävegödsling gav generellt en ökning av de alkaliska fosfataserna. Resultaten finns sammanställda i bilaga 1 samt för 1994 i Fig. 17 och 18.



Figur 17. Sura fosfataser Igelösa-Petersborg, 1994



Figur 18. Alkaliska fosfataser Igelösa-Petersborg, 1994.

5. DISKUSSION

Vid användandet av mikroorganismer som indikatorer på störningar i markekosystemet finns det ett antal saker att fundera över. Påverkan på markekosystemet kan ske på flera nivåer, varav en del kan betraktas som allvarligare än andra. En påverkan på generella aktiviteter eller på den totala biomassan är således av större dignitet än påverkan på en specifik process. De specifika processerna är dock ofta känsligare och kan därmed betraktas som varningssignaler. Det är också viktigt att understryka att det här är frågan om processer som indikatorer på någon störning i systemet. Normalt är denitrifikation något en lantbrukare försöker undvika. Här använder vi den som en indikator för påverkan på ett stort antal organismer som är involverade i exempelvis nedbrytningen av färskt organiskt material.

Genom PCA var det möjligt att se generella mönster i datasetet. De visar att förändringarna som skett genom slamspridningen trots olikheten i de båda jordarna varit ungefär densamma. Med tanke på att de två försöksjordarna var olika och erhöll två skilda typer av slam var det anmärkningsvärt att de generella mönstren var så pass lika. PCA gav också vägledning för hur försöket skulle behandlas med traditionell univariat statistik. Det var tydligt att båda försöksplatserna är olika vad beträffar de undersökta kemiska samt biologiska parametrarna. Trots ansträngningar att hitta homogena fält var det uppenbart att det fanns stora fältvariationer i både Igelösa- och Petersborgsförsöken. Det fanns dock trender som möjliggjorde att i de flesta fall visuellt gruppera de olika behandlingarna.

Vid upprepade tillsatser av stora mängder organiskt material till åkermark är det troligt att detta kan ses i form av ökad mull- och kvävehalt, vilket också är fallet i de båda försöksjordarna, även om ökningen inte var signifikant för kvävehalten.

Basrespiration kan betraktas som ett index på generell mikrobiell aktivitet. Den omedelbara ökningen i respirationshastighet vid tillsats av en lättomsättbar kolkälla, substratinducerad respiration, är en indirekt uppskattning av den totala mikrobiella biomassan. Det normala tillståndet i en mark är brist på energi för mikroorganismerna. Energin utgörs ofta av kolföreningar. Slamtillförsel ökar mullhalten och därmed förväntas fler mikroorganismer försörjas med energi. Den generella aktiviteten och biomassan förväntas därför också öka. Kopplingen mellan ökad mullhalt och biomassa samt aktivitet kunde ses i Petersborg, men inte i Igelösa. Förklaringen till det uteblivna sambandet i Igelösa kan ligga i att slammet innehöll några för mikroorganismer skadliga ämnen eller föreningar. Stressade mikroorganismer kan respirera mer per enhet biomassa. Detta kan uttryckas som kvoten mellan basrespiration och biomassa (qCO_2). Några större förändringar i qCO_2 kunde dock ej ses. Det är också möjligt att kvaliteten på kolet är olika, det vill säga att förutsättningarna för

mikroorganismerna att utnyttja det organiska materialet som energisubstrat är annorlunda.

Bakterier som kan utvinna energi ur och växa på reducerade oorganiska kväveföreningar kallas nitrifikationsbakterier. Oxidationen av ammonium till nitrat utförs i åkermark främst av två separata grupper av bakterier, ammoniumoxiderande och nitritoxiderande bakterier. Båda grupperna kräver syre för att kunna respirera och deras kolkälla är koldioxid. Nitrifikationsbakterier är specialister och har traditionellt ansetts vara känsliga för exempelvis pesticider. Detta har utnyttjats för att tillverka nitrifikationshämmare, som hindrar oxidationen av ammonium till nitrat. Potentialen för nitrifikation ökade vid ökade kvävegivor. Denna ökning borde även kunna förväntas vid slamgödsling, eftersom en stor del av kvävet i rötslam finns i ammoniumform. Emellertid har vi i andra studier observerat att tillförsel av kväve i organiskt bunden form inte lett till ökad potential för nitrifikation.

Förmågan hos bakterier att under anaeroba betingelser respirera med hjälp av nitrat, nitrit eller dikväveoxid kallas denitrifikation. Kapaciteten att denitrifiera återfinns hos ett stort antal bakterier från olika fysiologiska och taxonomiska grupper. Organiskt material är den vanligaste energikällan. Denitrifikationsbakteriernas mångsidighet gör dem mycket konkurrenskraftiga. Liksom för nitrifikationspotentialen vore en ökning att förvänta vid ökade slamgivor, i detta fall på grund av att denitrifierarna främst är beroende av lättsmältbart kol. Inga effekter av slamgödsling på denitrifikationspotentialen har dock kunnat ses i detta försök.

Biologisk kvävefixering i agrara ekosystem kan ske på flera olika sätt. Av störst betydelse under våra förhållanden är kvävefixeringen i symbiosen mellan Rhizobiumbakterier och baljväxter. Fixeringen av kväve sker också genom frilevande bakterier (heterotrofer och cyanobakterier). Dessa senare processer har i regel liten kvantitativ betydelse i våra odlingssystem. Mårtensson och Witter (1990) har dock visat att frilevande kvävefixerare kan fungera som indikatorer på störningar i marksystemet. De är också mindre komplicerade att studera än de symbiotiska kvävefixeringsbakterierna. Det var tydligt att det fanns en tendens till sänkning i flera av leden i Petersborg och Igelösa. Variationen i aktivitet var dock mycket stor. Det är svårt att förklara den stora skillnaden i heterotrof kvävefixering i Petersborg mellan 1990 och 1994. Det är en skillnad på två tiopotenser, vilket verkar orimligt. Den låga kvävefixeringsaktiviteten hos cyanobakterierna i Petersborgs kontroll 1994 är ologisk. Kontrollen i Igelösa ligger på samma nivå som slamgivorna i de båda jordarna och det förefaller därför som om det är kontrollen som var låg och inte slamledens aktivitet som är hög. Erfarenheter från senare undersökningar pekar på att kvävefixeringen har kraftiga naturliga fältvariationer, vilket kan göra metoden svår att använda i dessa sammanhang (Mårtensson och Torstensson, 1997). Kvävefixering är en energikrävande process som hämmas av stora mängder upptagbart kväve i systemet. Vid större tillsatser av relativt kväverikt material kommer därmed också fixeringen av kväve att minska, eftersom

mikroorganismerna kan klara sig ändå. Slamtillförsel kan mycket väl leda till minskad kvävefixering genom sådan kvävetillförsel.

Fosfatas är ett samlingsnamn för flera enzymgrupper som medverkar vid hydrolys av fosforsyrastrar och -anhydrider. Dessa enzymer är viktiga för fosforns växttillgänglighet i mark, då de mineraliserar organiskt bunden fosfor (Sjöqvist, 1995). Liksom andra enzymer är fosfataserna känsliga för pH. Fosfataserna kan delas in i sura fosfataser med pH-optimum 5,0-6,5 och alkaliska fosfataser med optimum omkring pH 9,0. De sura fosfataserna anses härröra från såväl mikroorganismer som växter, medan de alkaliska fosfataserna främst härrörs från mikroorganismer. Den kraftiga ökningen hos de sura fosfataserna härrör med all säkerhet från ökad växtbiomassa. Grödan växer bättre på slamgödslade led och därmed produceras också fler sura fosfataser. Fosfataserna är som tidigare nämnts kopplade till pH-förändringar och det är möjligt att den observerade höjningen respektive sänkningen av aktiviteten av sura respektive alkaliska fosfataserna till en del kan kopplas till en sänkning av pH-värdet i de slamgödslade leden. Sänkningen av pH är dock mycket liten och borde inte ha så stor betydelse.

En stor del av slammets positiva egenskaper härrör från tillförsel av mullämnen och växtnäring. Detta är något som i allmänhet stimulerar mikrobiell aktivitet. Denna positiva effekt är med stor sannolikhet av övergående natur eftersom de yttre bördighetsfaktorena snart tar över. De tungmetaller och persistenta organiska miljögifter som kan finnas i rötslam är av mer långlivad natur. Det kan inte uteslutas att tröskelvärden uppnås, där delar av mikroorganismpopulationen hämmas eller slås ut. Detta behöver dock inte innebära att de processer som utförs av mikroorganismer blir hämmade. Det kan finnas effekter på artsammansättningen som ej kan upptäckas med de i denna studie använda metoderna. För att reda ut effekter på biodiversitet behövs kompletterande studier avseende exempelvis fosfolipid fettsyror (PLFA) i bakteriemembran samt molekylärgenetiska analyser.

6. LITTERATUR

- Andersson, P.G. och Nilsson, P. (1997) Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1995. Hushållningssällskapens rapportserie, I. 49 pp.
- Belser, L. W., och Mays, E. L. (1980). Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soils and sediments. *Applied and Environmental Microbiology* **39**, 505-510.
- Brady, N. C. (1990). "The nature and properties of soils," 10/Ed. MacMillan Publishing Company, New York, 621 pp.
- Brookes, P. C. (1995). The Use of Microbial Parameters in Monitoring Soil Pollution by Heavy Metals. *Biology and Fertility of Soils* **19**, 269-279.
- Johansson, M., Pell, M. och Stenström, J. (1998). Kinetics of substrate induced respiration (SIR) and denitrification: applications to a soil amended with silver. (Submitted/AMBIO)
- Mårtensson, A. M., och Witter, E. (1990). Influence of various soil amendments on nitrogen-fixing soil microorganisms in a long-term field experiment, with special reference to sewage sludge. *Soil Biol Biochem.* **22**, 977-982.
- Mårtensson, A. och Torstensson, L. (1997) Monitoring sewage sludge using heterotrophic nitrogen fixing microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1621-1630.
- Nordgren, A. (1988). Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large number of samples. *Soil Biol. Biochem.* **20**, 955-957.
- Nordgren, A. (1992). A method for determining microbially available N and P in an organic soil. *Biol. Fertil. Soils* **13**, 195-199.
- Pell, M., Stenberg, B., Stenström, J., och Torstensson, L. (1996). Potential denitrification activity assay in soil - with or without chloramphenicol? *Soil Biol. Biochem.* **28**, 393-398.
- Persson, J., och Otabbong, E. (1994). Åkermarkens bördighet. I "Markens bördighet. Vad är bördighet och hur påverkas den?". Naturvårdsverket. Forsknings- och utvecklingsavdelningen. Enheten för Naturresurser och Samhälle.
- Sjöqvist, T. (1995). Soil Biochemical and Microbiological Activities as Affected by Heavy Metals and Liming. Diss. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. f. kemi. Uppsala.

Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjö Dahl-Svensson, K., Stenström, J., och Torstensson, L. (1997). Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biol. Biochem.* (under tryckning).

Stenström, J., Hansen, A., och Svensson, B. (1991). Kinetics of microbial growth associated product formation. *Swedish Journal of Agricultural Research* **21**, 55-62.

Swedish Standard Commission 1976.

Tabatabai, M. A., och Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* **1**, 301-307.

Torstensson, L. (1993). "Guidelines. Soil biological variables in environmental hazard assessment,." Naturvårdsverket, Rapport 4262. 166 pp.

Waring, S. A., och Bremner, J. M. (1964). Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* **201**, 951-952.

Wold, S., Albano, C., Dunn III, W. J., Esbensen, K., Geladi, P., Hellberg, S., Johansson, E., Lindberg, W., Sjöström, M., Skagerberg, B., Wikström, C., och Öhman, J. (1985). Multivariate data analysis: Converting chemical data tables to plots. I "Proceedings of the 7th International Conference on Computers in Chemical Research and Education. June 10-14", pp. 166, Garmisch-Partenkirchen, Federal Republic of Germany.

Åkerblom, M., och Jansson, D. (1986). Analysis of pesticides in stream and well water. Plant Production Reports, Agriculture 39, 184-188.

Åkerblom, M., Thorén, L. och Staffas, A. (1990). Determination of pesticides in drinking water. *Vår Föda* **42**, 236-243.

7. BILAGA 1

Tabell 1. Petersborg, Tygelsjö (plan L3A-014, försök nr 318/81). Kemiska och biologiska data 1990 (LSMEAN). Olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader ($p < 0.05$)

Test	Slam-giva			NPK-giva		
	A	B	C	0	1	2
Org-C (%)	1,15 ^a	1,16 ^a	1,22 ^b	1,09 ^a	1,21 ^b	1,22 ^b
Tot-N (%)	0,120 ^a	0,122 ^a	0,125 ^a	0,117 ^a	0,122 ^a	0,127 ^b
PH	6,61 ^a	6,53 ^b	6,46 ^c	6,44 ^a	6,49 ^a	6,65 ^b
B-resp						
($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	0,22 ^a	0,20 ^a	0,26 ^b	0,17 ^a	0,28 ^b	0,24 ^c
SIR						
($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	1,8 ^a	1,9 ^a	1,9 ^a	1,8 ^a	1,7 ^a	2,1 ^b
N-min						
($\text{ng NH}_4\text{-N/g ts 6 dgr}$)	9,31 ^a	11,3 ^b	12,4 ^b	8,36 ^a	11,8 ^b	12,4 ^b
PAO						
($\text{ng NO}_2\text{-N/g ts min}$)	4,14 ^a	3,73 ^a	3,50 ^a	3,17 ^a	4,21 ^b	3,99 ^b
PDA						
($\text{ng N}_2\text{O-N/g ts min}$)	-	-	-	-	-	-
Fosfatas alkalisk						
(mmol PNP/g ts h)	11,2 ^a	11,5 ^a	12,4 ^a	10,1 ^a	12,2 ^b	12,8 ^b
Fosfatas sur						
(mmol PNP/g ts h)	12,0 ^a	13,3 ^b	14,6 ^c	11,9 ^a	13,5 ^b	14,6 ^c
N-fix Heterotrof						
($\text{pmol etylen/g ts h}$)	1,59 ^a	1,12 ^b	1,07 ^b	1,26 ^a	1,28 ^a	1,24 ^a
N-fix Cyanobakterier						
($\text{pmol etylen/g ts h}$)	333 ^a	334 ^a	341 ^a	338 ^a	338 ^a	332 ^a

Tabell 2. Petersborg, Tygelsjö (plan L3A-014, försök nr 318/81). Kemiska och biologiska data 1994 (LSMEAN). Olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader ($p < 0.05$)

Test	Slam-giva			NPK-giva		
	A	B	C	0	1	2
Org-C (%)	1,04 ^a	1,09 ^b	1,09 ^b	1,01 ^a	1,10 ^b	1,11 ^b
Tot-N (%)	0,117 ^a	0,119 ^a	0,119 ^a	0,111 ^a	0,122 ^b	0,122 ^b
PH	6,46 ^a	6,37 ^b	6,37 ^b	6,29 ^a	6,42 ^b	6,49 ^c
B-resp						
($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	0,27 ^a	0,21 ^b	0,27 ^a	0,23 ^a	0,26 ^a	0,25 ^a
SIR						
($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	2,9 ^a	3,2 ^a	3,4 ^a	2,9 ^a	3,2 ^a	3,2 ^a
N-min						
($\text{ng NH}_4\text{-N/g ts 6 dgr}$)	7,42 ^a	8,88 ^b	8,44 ^a	6,23 ^a	8,92 ^b	9,58 ^b
PAO						
($\text{ng NO}_2\text{-N/g ts min}$)	3,92 ^a	3,14 ^b	3,02 ^b	2,66 ^a	3,56 ^b	3,86 ^b
PDA						
($\text{ng N}_2\text{O-N/g ts min}$)	4,26 ^a	3,67 ^a	3,72 ^a	3,15 ^a	4,20 ^b	4,30 ^b
Fosfatas alkalisk						
(mmol PNP/g ts h)	14,0 ^a	12,6 ^b	12,0 ^b	11,1 ^a	13,4 ^b	14,1 ^b
Fosfatas sur						
(mmol PNP/g ts h)	14,6 ^a	16,0 ^b	17,1 ^c	14,4 ^a	16,2 ^b	17,2 ^c
N-fix Heterotrof						
($\text{pmol etylen/g ts h}$)	656 ^a	200 ^b	123 ^b	380 ^a	285 ^a	315 ^a
N-fix Cyanobakterier						
($\text{pmol etylen/g ts h}$)	443 ^a	1350 ^b	1150 ^b	940 ^a	958 ^a	1040 ^a

Tabell 3. Igelösa gård, Lund (plan L3A-014, försök nr 317/81). Kemiska och biologiska data 1990 (LSMEAN). Olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader ($p < 0.05$)

Test	Slam-giva			NPK-giva		
	A	B	C	0	1	2
Org-C (%)	2,12 ^a	2,46 ^b	2,29 ^c	2,26 ^a	2,29 ^a	2,32 ^a
Tot-N (%)	0,217 ^a	0,225 ^a	0,245 ^b	0,227 ^a	0,228 ^a	0,231 ^a
PH	6,51 ^a	6,48 ^a	6,37 ^b	6,39 ^a	6,51 ^b	6,46 ^a
B-resp ($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	-	-	-	-	-	-
SIR ($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	-	-	-	-	-	-
N-min ($\text{ng NH}_4\text{-N/g ts 6 dgr}$)	-	-	-	-	-	-
PAO ($\text{ng NO}_2\text{-N/g ts min}$)	4,07 ^a	4,15 ^a	3,99 ^a	3,82 ^a	3,86 ^a	4,54 ^b
PDA ($\text{ng N}_2\text{O-N/g ts min}$)	6,72 ^a	6,16 ^a	6,58 ^a	6,49 ^a	6,19 ^a	6,78 ^a
Fosfatas alkalisk (mmol PNP/g ts h)	18,8 ^a	19,4 ^a	21,2 ^b	18,4 ^a	20,7 ^b	20,3 ^b
Fosfatas sur (mmol PNP/g ts h)	19,2 ^a	21,6 ^b	24,1 ^c	19,7 ^a	22,6 ^b	22,7 ^b
N-fix Heterotrof ($\text{pmol etylen/g ts h}$)	1,43 ^a	1,29 ^a	1,12 ^a	1,42 ^a	1,30 ^a	1,12 ^a
N-fix Cyanobakterier ($\text{pmol etylen/g ts h}$)	248 ^a	255 ^a	246 ^a	242 ^a	253 ^a	256 ^a

Tabell 4. Igelösa gård, Lund (plan L3A-014, försök nr 317/81). Kemiska och biologiska data 1994 (LSMEAN). Olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader ($p < 0.05$)

Test	Slam-giva			NPK-giva		
	A	B	C	0	1	2
Org-C (%)	1,74 ^a	1,77 ^a	1,88 ^b	1,78 ^a	1,79 ^a	1,82 ^a
Tot-N (%)	0,212 ^a	0,214 ^a	0,231 ^b	0,217 ^a	0,219 ^a	0,221 ^a
PH	6,01 ^a	5,96 ^a	5,88 ^b	5,94 ^a	5,97 ^a	5,95 ^a
B-resp ($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	0,26 ^a	0,32 ^b	0,32 ^b	0,29 ^a	0,29 ^a	0,31 ^a
SIR ($\mu\text{g CO}_2\text{-C/g ts min}$)	4,0 ^a	4,8 ^b	4,8 ^b	4,5 ^a	4,4 ^a	4,7 ^a
N-min ($\text{ng NH}_4\text{-N/g ts 6 dgr}$)	9,47 ^a	11,8 ^b	13,2 ^c	11,2 ^a	11,3 ^a	11,9 ^a
PAO ($\text{ng NO}_2\text{-N/g ts min}$)	4,28 ^a	5,52 ^b	4,42 ^a	4,53 ^a	4,75 ^a	4,94 ^a
PDA ($\text{ng N}_2\text{O-N/g ts min}$)	7,89 ^a	8,61 ^a	9,04 ^a	8,24 ^a	8,63 ^a	8,66 ^a
Fosfatas alkalisk (mmol PNP/g ts h)	16,7 ^a	20,0 ^b	20,4 ^b	18,1 ^a	19,6 ^a	19,7 ^a
Fosfatas sur (mmol PNP/g ts h)	17,9 ^a	20,1 ^b	24,0 ^c	20,6 ^a	20,5 ^a	20,9 ^a
N-fix Heterotrof ($\text{pmol etylen/g ts h}$)	6,13 ^a	3,58 ^{ab}	2,52 ^b	4,79 ^a	3,30 ^a	4,14 ^a
N-fix Cyanobakterier ($\text{pmol etylen/g ts h}$)	1200 ^a	1170 ^a	1480 ^a	1340 ^a	1180 ^a	1330 ^a

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Clæs Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöslös för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrentsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturuomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcksökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattning av avloppsslam med naturlära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningsslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönöls*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg, *Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albiñ, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*
- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992–1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering, *Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk, *Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattnings av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner, *Peder Hjorth*
- 1999-09 Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(ör)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbrecht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*
- 1999-15 Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs", *Erik Kärrman, Håkan Jönsson, Christopher Grubberger, Magnus Dalemo, Ulf Sonesson, Thor Axel Stenström*
- 1999-16 Kadmium – spårning och analys, *Marie Hägglund, Christina Rydh, Birgitta Strandberg*
- 1999-17 Optimering av långsamfilter, *Husam S. Jabur, Jonas Mårtensson*
- 1999-18 Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen, *Johanna Blomberg, redaktör*
- 1999-19 Hårdgörning av dricksvatten med krita i torr form och kolsyra – fullskaleförsök vid Öxsjöverket i Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1999-20 Servisavloppsledningar – erfarenheter och råd vid schaktfri renovering, *Thomas Johansson*
- 1999-21 Hydraulisk modellering av vattenledningsnät i realtid, *Lennart Andersson*
- 1999-22 Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–1997, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*