

Näringsläckagetest växtbäddssubstrat

Med Stockholms, Göteborgs och Malmö stad

2025-12-03 version 3



Stockholms
stad



Göteborgs
Stad



Malmö stad

Innehåll

1	Sammanfattning	4
2	Inledning.....	5
2.1	Syfte och mål.....	5
2.2	Avgränsningar	5
3	Bakgrund	6
3.1	Gränsvärden.....	6
4	Material och metod.....	8
4.1	Substrat	8
4.1.1	Stockholms stad.....	8
4.1.2	Göteborgs Stad	9
4.1.3	Malmö stad.....	10
4.1.4	Referens.....	12
4.2	Metod.....	12
4.2.1	Laktest 1.....	13
4.2.2	Laktest 2.....	15
4.2.3	Laktest 3.....	15
5	Resultat.....	17
6	Diskussion.....	22
6.1	Partikelbundet näringsläckage.....	22
6.2	Samkomposterad kolkompost	22
6.3	Biokol	23
6.4	Kompost	23
6.5	Nitrifikation	24
7	Rekommendationer.....	24
7.1	Samkompostering	24
7.2	Biokol	25
7.3	Kompost	25
7.4	Växtbäddens uppbyggnad	25
8	Slutsats	26
9	Litteraturstudie.....	27
9.1	Kompost	27
9.2	Biokol	28
9.3	Svenska fältstudier	29

9.3.1	Växjörapporten.....	29
9.3.2	Nackarapporten.....	30
9.3.3	Svenskt Vattenrapporten.....	31
9.4	Reningseffekt med biokol i urbana växtsystem.....	33
9.5	Samkomposterad kolkompost.....	34
10	Referenser.....	36
Bilaga A.....		38
	Laktest 1.....	38
	Laktest 2.....	46
	Laktest 3.....	53
Bilaga B.....		61

1 Sammanfattning

Projektet har omfattat laktester i kolonnförsök med olika typer av växtsubstrat, med fokus på att undersöka i vilken utsträckning vanligt förekommande substrat inom Stockholms, Göteborgs och Malmö stad lakar ut olika former av kväve och fosfor. Laktesterna genomfördes under kontrollerade förhållanden i labb för att bättre kunna isolera effekterna av enskilda substratkomponenter.

Resultaten visar att den största mängden näringsämnen generellt kommer från kompostmaterial. Samtidigt varierar egenskaperna hos olika grönkomposter, vilket påverkar graden av näringsläckage. Substraten presterar olika beroende på sin sammansättning och resultaten ger vägledning för val samt uppbyggnad av växtbäddar i urbana miljöer.

Farhågor om att biokol generellt skulle bidra till fosforläckage är en förenklad och missvisande slutsats. Biokol är ett samlingsbegrepp för en stor grupp material med olika egenskaper beroende på ursprungsmaterial och tillverkningsmetod. I detta projekt ingick bland annat ett vedbaserat biokol som i kombination med makadam och pimpsten uppvisade försumbart näringsläckage, inklusive fosfor. Forskning visar dessutom på potential till filtrerande egenskaper av föroreningar i dagvatten, vilket betonar vikten av – och potentialen i – att använda rätt typ av biokol i urbana växtbäddar.

För Stockholms stads del låg fokus på att jämföra effekten av att samkompostera biokol med grönkompost, i stället för att blanda materialen först vid anläggning. Resultaten tyder på att samkompostering kan minska läckaget av totalpoolen, men samtidigt öka andelen direkt växttillgänglig näring samtidigt som näringstillförseln är jämnare över tid.

Som en del av projektet genomfördes även en litteraturstudie av tidigare svenska fältförsök med växtsubstrat. Fältförsök i Nacka och Växjö har ofta använts som referens i debatten om biokol i urbana växtsystem, men resultaten från dessa studier ger begränsade möjligheter att isolerat bedöma dess roll. De två studierna illustrerar dels hur komplext det är att utvärdera dagvattenrening i fält, där både systemdesign och lokala förhållanden påverkar resultaten, dels hur viktigt det är med noggrann dokumentation och materialkontroll för att kunna dra tillförlitliga slutsatser om enskilda substratkomponenters prestanda. Mot bakgrund av den osäkerhet som råder kring biokolets specifika roll i dessa tidigare försök, har detta projekt försökt närma sig frågan genom ett kontrollerat labbförsök – ett enklare, men mer överblickbart angreppssätt – där vi haft bättre möjligheter att studera bland annat näringsläckage från växtsubstrat med och utan biokol.

2 Inledning

Rapporten har tagits fram i samarbete med EcoTopic AB, som sedan 2012 har verkat som konsult och projektledare inom biokolrelaterade projekt. EcoTopic har bland annat genomfört lak- och filtertester inom det Vinnovafinansierade projektet *Rest till Bäst*, deltagit i utvärdering av testmetoder för växtbäddars egenskaper samt ansvarat för filtertester med biokol och PFAS (*Rest till Bäst*, u.d.; Pettersson Skog, et al., 2023; Växjö Småland Airport, 2024). I detta projekt har EcoTopic ansvarat för försöksgenomförandet, vilket omfattat laktester av substrat i kolonner i laboratoriemiljö på Lunds Tekniska Högskola.

2.1 Syfte och mål

Syftet med projektet är att bidra till beslutsunderlag som möjliggör jämförelser mellan olika typer av växtsubstrats benägenhet att läcka näringsämnen under kontrollerade förhållanden i labb. Målet är inte att rangordna substrat som "bra" eller "dåliga" utifrån graden av näringsläckage, utan att generera kunskap som stödjer en mer platsanpassad och funktionellt motiverad användning av substrat i växtbäddar, kopplat till lokala förutsättningar och specifika funktionskrav.

2.2 Avgränsningar

Att utvärdera växtsubstrats lak- och filteregenskaper i laboratoriemiljö innebär förenklingar jämfört med hur dessa substrat fungerar i verkliga växtbäddsmiljöer. Funktion och prestanda i fält påverkas av ett komplext samspel av kemiska, biologiska och fysikaliska processer med faktorer som klimat, nederbörd, vegetation, topografi, mikrobiell aktivitet samt anläggningens konstruktion och underhåll.

Försökupställningen i detta projekt är därför utformad för att erbjuda ett reproducerbart testsystem där olika material kan jämföras under lika villkor. För att omsätta testresultaten till praktiskt relevanta materialval krävs kunskap om den specifika kontext där substraten ska användas – till exempel om substratet ska ligga i direkt kontakt med växtrötter eller utgöra bottenlager i en växtbädd, om växtbädden anläggs nära en näringskänslig recipient, eller i en parkmiljö med lägre krav på lakningsprestanda, och så vidare.

3 Bakgrund

Växt- och regnbäddsanläggningar förväntas ofta uppfylla flera krav, såsom:

- Hög hydraulisk kapacitet för att hantera stora vattenflöden
- Effektiv rening av organiska och oorganiska föroreningar
- Minimal risk för näringsläckage
- Stöd för växtlighet som bidrar till estetiska och ekologiska värden
- Begränsade behov av underhåll
- Klimatanpassning för att klara både kraftig nederbörd och perioder av torka
- Beständighet och hållbarhet i de använda materialen

En av flera möjliga konflikter som kan uppstå mellan dessa krav är den mellan dagvattenrening och systemets växtfrämjande egenskaper, eftersom det senare kan öka risken för näringsläckage.

På uppdrag av Britt-Marie Alvem, trädspécialist vid Trafikkontoret i Stockholms stad, Oskar Hägg, projektledare och trädspécialist vid Göteborgs Stad, samt Magnus Svensson, träd- och vegetationsexpert vid Malmö stad, har EcoTopic i rollen som försöksansvarig genomfört experiment för att mäta näringsläckage från några av de växtsubstrat som används mest frekvent i de tre städerna. I Stockholms fall har fokus legat på att även testa substrat som staden är intresserad av för framtida användning. Substraten är primärt utvecklade för att på olika sätt främja växtlighet i urbana miljöer.

Bakgrunden till projektet är de krav som ofta ställs på att växtbäddssubstrat inte får medföra risk för näringsläckage, samtidigt som det finns ett tydligt behov av att skapa goda förutsättningar för växtlighet. En aspekt som särskilt lyfts i diskussionen kring växtsubstrat är biokolets eventuella roll i fosforläckage. Projektet har därför också haft som syfte att undersöka i vilken grad olika biokolsubstrat bidrar till näringsläckage under kontrollerade förhållanden. Därutöver fanns ett behov av ett informationsunderlag som kan ligga till grund för fortsatta diskussioner kring materialval och kravställning – ett behov som denna rapport syftar till att möta i form av avsnitt som beskriver vad biokol är (avsnitt 9.2) samt en genomgång av litteratur och svenska fältförsök på området (avsnitt 9).

3.1 Gränsvärden

I Göteborgs Stad gäller specifika rikt- och målvärden för dagvattenrening, inklusive för näringsämnen som fosfor och kväve (Göteborgs Stad, 2021). Dessa värden är avsedda att skydda vattenkvaliteten i olika typer av recipienter och beaktas i projekt. Tabell 1 nedan redogör för uppsatta rikt- och målvärden som gäller inom Göteborgs Stad.

TABELL 1 RIKT- OCH MÅLVÄRDEN FÖR DAGVATTEN ENLIGT GÖTEBORGS STAD (2021).

	Riktvärden - mycket känslig recipient (µg/l)	Målvärden - övriga recipienter (µg/l)
Arsenik	16	
Bly	28	
Kadmium	0,9	
Koppar	10	22
Krom	7	
Kvicksilver	0,07	
Nickel	68	
Zink	30	60
Oljeindex	1 000 µg/ 500 µg/l inom Göta älvs vattenskyddsområde 100 µg/l nära råvattenintag (ca 1–2 km uppströms)	
Suspenderat material	25 000	60 000
pH	6,5–9	
Fosfor (P)	50	150
Kväve (N)	1 250	2 500
TOC	12 000	20 000

Mot denna bakgrund kan ett växtsubstrat med låg lakningspotential för näringsämnen betraktas som mer fördelaktigt, beroende på växtbäddens utformning och kontext. Det är dock värt att åter notera att kolonnförsöket i projektet bland annat inte inkluderar växternas näringsupptag genom rötterna, vilket är en viktig aspekt i en växtbädd.

Därutöver bör man beakta att utlakningen från ett substrat förändras över tid. Ett substrats lakningspotential är ofta som högst i början och tenderar sedan att avta. För att bättre förstå hur lakningen utvecklas över tid har tre separata lakningsomgångar genomförts i projektet, med fokus på att undersöka både initialt läckage och förändringar i prestanda över tid.

4 Material och metod

I följande avsnitt redogörs för försöket där näringsläckage från tio olika substrat testades i kolonnuppsättning i labb. Mätningar av näringsläckaget genomfördes vid tre på varandra följande tillfällen; mellan 9 april och 18 juni 2025 för att studera förändringar i näringsläckage över tid.

4.1 Substrat

Tabell 2 redogör för substratens recept. Kategoriseringen per stad innebär att substraten inom respektive stad bygger på samma materialursprung, men med varierande andelar. Detta gör det möjligt att jämföra effekten av olika blandningar inom samma materialbas och därmed härleda slutsatser om proportionernas betydelse.

TABELL 2 SUBSTRATRECEPT I FÖRSÖKET.

Stockholm	A. Sthlm Dagens	B. Sthlm Samkompost	C. Sthlm Färsk
Biokol (EBC-cert. park- & trädgårdsris, stock & stubb)	12,5 vol%	0 vol%	9 vol%
Grönkompost	12,5 vol%	0 vol%	16 vol%
Samkomposterad kolkompost	0 vol%	25 vol%	0 vol%
Makadam (2-6, tvättad)	75 vol%	75 vol%	75 vol%

Göteborg	D. Gbg 1	E. Gbg 2
Biokol (EBC-cert. träflis)	5 vol%	10 vol%
Grönkompost	5 vol%	10 vol%
Pimpsten (2-8)	5 vol%	10 vol%
Makadam (2-6)	85 vol%	70 vol%
	Färdigblandad	Färdigblandad

Malmö	F. Malmö 1	G. Malmö 2	H. Malmö 3	I. Malmö 4
Pimpsten (2-8)	70 vol%	17 vol%	11 vol%	8,5 vol%
Biokol (EBC-cert. träflis 0-20)	10 vol%	0 vol%	2 vol%	8,5 vol%
Grönkompost	20 vol%	0 vol%	4 vol%	0 vol%
Makadam (2-6, tvättad)	0 vol%	83 vol%	83 vol%	83 vol%
	Färdigblandad			

Referens	J. Regnbäddssubstrat
Pimpsten (2-8)	40 vol%
Grönkompost	30 vol%
Sand	30 vol%
	Färdigblandad

4.1.1 Stockholms stad

Syftet i Stockholms substratuppsättning var att jämföra näringsläckage från samkomposterad kolkompost med substrat där biokol och kompost blandas färskt, utifrån teorin att biokolet vid

samkompostering kan binda en del av den lättlösliga näringen från komposten och därigenom minska risken för utlakning.

Den samkomposterade kolkomposten kom från Telge Återvinning; påbörjades den 9 november 2023, krossades i januari 2024 och vändes vid två tillfällen under året. Den bedömdes vara mogen efter knappt ett år – betydligt snabbare än den normala processen som brukar ta två till tre år (Jernå, 2025). Den vanliga komposten bestod av krossat och siktat trädgårdsavfall, cirka två år gammalt. Biokolet framställdes vid 500 °C i en batchpanna från Earth Systems och utgjordes av blandat ris, grenar samt stockar och stubbar – detsamma gäller både för biokolet som ingick i den samkomposterade behandlingen (B) och det som användes i de jämförande behandlingarna (A och C).

En mindre fraktion makadam (2–6 mm) tillsattes substraten, för att ersätta grövre fraktioner som inte ryms inom försöksdesignen. Makadam sköljdes och silades med kranvatten innan inblandning med övriga material.

Tre behandlingar togs fram för Stockholms stad (se figur nedan):

- *A. Sthlm Dagens* motsvarar vanligt använda proportioner av makadam, kompost och biokol idag. Biokolet näringsladdades ej, vilket annars kan förekomma (Stockholms stad, 2017).
- *B. Sthlm Samkompost* med samkomposterad biokolkompost. Makadam i samma andel som A.
- *C. Sthlm Färsk* utgör kontrollbehandling till B, med biokol och kompost i samma proportioner som den samkomposterade. För att uppnå detta blandades materialen i proportioner som motsvarar de förväntade andelarna efter en färdig kompostering. En uppskattning gjordes att komposten minskar med cirka 80 % under processen.

Recept redovisas i Tabell 2. Figuren nedan visar Stockholms testsubstrat.



FIGUR 1 STOCKHOLMS SUBSTRAT I FÖRSÖKET.

4.1.2 Göteborgs Stad

De substratkombinationer som använts i Göteborgs Stads uppsättning motsvarar de vanligaste substrat och volymprocent av dessa som föreskrivs i anläggningsprojekt inom staden. Göteborgs Stad använder ingen gödsel i anläggningskedet. Den enda initiala näringsgivan består av den grönkompost baserad på trädgårdsavfall som ingår i substratreceptet.

Göteborgs Stads testade substrat var:

- *D. Gbg 1* är likvärdigt med det standardrecept som föreskrivs för underjordiska växtbäddar för träd i stadens tekniska handbok år 2025 (Göteborgs Stad, 2025). Undantaget är fraktionen av makadam då 32–63 inte var möjligt att använda i den labbmiljö som använts i dessa tester varpå makadam 2–6 ersatt. Typexempel är under hårdgjorda ytor där det önskas växtbädd.
- *E. Gbg 2* motsvarar ett recept som kan användas då krav på högre fuktretention och näringsvärde föreligger, till exempel vid plantering av perenner och/eller mer krävande buskar i ytskiktet. Denna blandning används sällan eller aldrig i underjordiska delar av växtbädden, till exempel under hårdgjorda ytor, utan är främst till för de lägen där undervegetation används under träden. Typexempel kan vara regnbäddar längs med gator eller gröna refugiytor med gräs eller planteringar.

De olika substraten och dess kombinationer har en övergripande huvudfunktion i det att ett stabilt mikroklimat i hela växtbädden eftersträvas. Vare sig det är torka eller regn så ska förändringarna i växtbädden vara små och tillgången till syre och fukt för trädens rötter vara god. Generellt gäller att substratblandningarna används i hela växtbäddsprofilen och lager eller partier av ren makadam utan substrat undviks.

Recept redovisas i Tabell 2. Figuren nedan visar bild på Göteborgs substrat.



FIGUR 2 GÖTEBORGS SUBSTRAT I FÖRSÖKET.

4.1.3 Malmö stad

Flertalet av de substrat som ingick i Malmö stads försöksuppsättning motsvarar de vanligaste komponenterna i växtbäddar som används i hårdgjorda stadsmiljöer. Substraten är inte specialutformade för dagvattenhantering, utan försöket syftade främst till att ge Malmö stad grundläggande kunskap om olika materials benägenhet att läcka näring. Resultaten ska användas för att kunna skraddarsy substrat och substratkombinationer i de nya typritningarna för växtbäddar med dagvatteninfiltration som kommunen arbetar med. Genom att anpassa både materialval och placering av substraten i växtbäddens olika lager är målsättningen att optimera systemets funktion som helhet.

Malmö testade substrat var:

- *F. Malmö 1* motsvarar ett av de standardrecept som idag föreskrivs för substratet i trädgropen närmast trädet, det vill säga innanför trädgropsfundamentet i hårdgjorda ytor.

Substratet är utformat för att, tillsammans med en jämn bevattningsregim, ge en snabb och säker etablering. Det består huvudsakligen av pimpsten med inblandning av grönkompost och biokol.

- *G. Malmö 2* representerar ett av de standardrecept som används i de nedre, luftiga förstärkningslagren i växtbäddar i hårdgjord miljö. På grund av begränsningar i labbtestets utformning ersattes den normalt använda makadamfraktionen 100–120 mm med makadam 2–6 mm. Substratet består i huvudsak av makadamkross men inkluderar även pimpsten, vars funktion är att bidra till fuktbuffering över tid.
- *H. Malmö 3* motsvarar ytterligare ett standardrecept för nedre, luftiga förstärkningslagren i växtbäddar i hårdgjord miljö. Liksom Malmö 2 består det av makadamkross och pimpsten, men i något lägre mängd pimpsten och med tillsats av mindre mängder biokol och kompost.
- *I. Malmö 4* är ytterligare en variant av substrat avsett för nedre, luftiga förstärkningslagren i växtbäddar i hårdgjord miljö. Detta substrat innehåller pimpsten och biokol men saknar kompostinblandning.

Det biokol som användes i behandlingarna F, H och I är baserat på träflis (0–20 mm), pyrolyserat vid cirka 550 °C och certifierat enligt EBC Agro. Analys återfinns i Bilaga B. Komposten i behandlingarna F och H kommer från samma producent men kan härröra från olika batcher.

Recept redovisas i Tabell 2. Figuren nedan visar Malmös testsubstrat.



FIGUR 3 MALMÖS SUBSTRAT I FÖRSÖKET.

4.1.4 Referens

Som jämförelsematerial användes ett etablerat regnbäddssubstrat utan biokol som regelbundet förekommer i svenska anläggningsprojekt. Syftet med att inkludera detta substrat var att skapa en referenspunkt gentemot de övriga stadsspecifika blandningarna.

Recept redovisas i Tabell 2. Figuren nedan visar bild på regnbäddssubstratet.



FIGUR 4 REGNBÄDDSSUBSTRATET INGICK I FÖRSÖKET SOM REFERENS.

4.2 Metod

För att studera lakegenskaper hos substraten användes en kolonnförsöksuppställning som utvecklats av EcoTopic inom det Vinnovafinansierade projektet *Rest till Bäst*, se Figur 5.



FIGUR 5 FÖRSÖKSUPPSÄTTNINGEN FÖR LAKTESTET.

Testvatten leds från tanken på höger sida via en pump till tryckreglerade droppknappar som fördelar vattnet jämt till behandlingarna i kolonnen. Flaskor under vardera kolonnen samlar upp lakvattnet som skickas på analys. Uppställningen är designad för att efterlikna vattenflödet i en växtbädd i avseendet att vatten otvingat perkolerar genom substratet. Systemet har tidigare använts i syfte att undersöka både näringsläckage och filterkapacitet hos olika substrat och biokol (*Rest till Bäst*, u.d.).

Metoden och försöksupställningen har även diskuterats i RISE-rapporten *Kvalitetskriterier för regnbäddssubstrat* (Pettersson Skog, et al., 2023), där den både lyfts som ett lovande verktyg och som ett exempel på de utmaningar som finns vid laboriebaserade tester av växtsubstrat; dels är överförbarheten från labbmiljö till fältförhållanden allt som oftast begränsad, dels är växtbäddar komplexa system där komponenternas samverkan kan vara svår att fånga i kontrollerade experiment.

Systemet möjliggör upp till 30 parallella behandlingar, vilket gör det lämpligt för screening av många material samtidigt. Vattnet tillförs ovanifrån med hjälp av tryckreglerade droppknappar (drippers) med ett flöde på cirka 1 L/h. Med en kolonndiameter på 5 cm motsvarar detta ett simulerat nederbördsflöde på cirka 510 mm/h vid ett antagande om att vattnet distribueras helt jämt över ytan. Genom att låta pumpen arbeta intermittent (på/av varannan minut) reduceras detta till cirka 255 mm/h.

För att öka möjligheten till jämn fördelning av vattnet över substratyten användes ett nylonfilter (20 mesh) i kolonnens topp. I botten placerades dubbla filter (100 mesh + 20 mesh) för att motverka urspolning av materialet.

Varje kolonn rymmer cirka 1,6 dl substrat. För att skapa ett statistiskt underlag genomfördes varje behandling i tre replikat. Försöken utfördes med ett vätske–substratförhållande (L/S) på 10, vilket innebär att totalt 1,6 liter avjoniserat vatten perkolerade genom varje kolonn vid vardera laktest. Efter genomflödet togs prover på lakvattnet för analys av totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve, totalfosfor, fosfatfosfor, pH och elektrisk konduktivitet (ledningstal). SGS Analytics stod för analysgenomförandet.

För att studera näringsläckagets förändring över tid genomfördes lakningen i tre separata omgångar. Dessa refereras till som laktest 1, 2 och 3.

4.2.1 Laktest 1

Laktest 1 genomfördes den 9 april i Lunds Tekniska Högskolas apparathall, se Figur 6.



FIGUR 6 FÖRSTA VATTNET SOM PASSERADE BEHANDLINGARNA UNDER LAKTEST 1. "FIRST FLUSH" TENDERAR ATT GENERERA MÖRKARE VATTEN DÅ INNEHÅLLET AV LÖST ORGANISKT KOL OFTA ÄR HÖGRE I BÖRJAN. VARIATIONER BEROR VIDARE AV BEHANDLINGENS INNEHÅLL OCH SUBSTRATETS EGENSKAPER.

Två minuter in i försöket uppstod en tryckupbyggnad i en av kolonnerna, sannolikt till följd av en partiell tilltäppning av finmaterial vid utloppet. Trots att vatten droppade från behandlingen, vilket indikerade att utloppet ej täpptes till helt, medförde trycket att botten på kolonnen lossnade och substratet föll ut. Eftersom det inträffade i början av försöket kunde substratet enkelt ersättas och försöket återupptas utan någon annan direkt påverkan, men för att förebygga att samma problem skulle uppstå i fler kolonner togs ett beslut att lätta på locken. Vid en eventuell tilltäppning skulle detta i stället leda till översvämning i kolonnen snarare än att botten släppte. Detta bedömdes enklare att hantera, eftersom om substratet faller ur längre in i försöket skulle det kräva att behandlingen uteslöts helt.

Fyra behandlingar drabbades av översvämning. I dessa fall stängdes pumpen tillfälligt av och substratet stördes mekaniskt för att försöka lösa tilltäppningen i botten av kolonnen. Efterhand prövades och infördes en metod där locket pressades ner mot kolonnen för att skapa ett mottryck. Detta bidrog till att trycka ut vatten, sänka vattennivån och minska risken för fortsatt översvämning.

Störningarna innebar att vattentillförseln i laktestet pågick under cirka 4 timmar i stället för de beräknade 3,2 timmarna. Detta motsvarar ett simulerat nederbördsflöde med en genomsnittlig intensitet på cirka 200 mm/h.

Det noterades att lakvattnet från de översvämningpåverkade kolonnerna hade en mörkare färg än från övriga replikat. Enligt analysresultaten ledde åtgärden att skapa ett mottryck till förhöjda halter av totalkväve och totalfosfor. Dessa nivåer var uppskattningsvis omkring dubbelt så höga som i replikat som inte påverkades. För övriga analyser – ammoniumkväve, nitritkväve, nitratkväve samt fosfatfosfor – noterades inga tydliga avvikelser.

Analysresultat redovisas i avsnitt 5. Grafer med ytterligare data återfinns i Bilaga A.

4.2.2 Laktest 2

Laktest 2 genomfördes den 29 april i Lunds Tekniska Högskolas apparathall, se Figur 7.



FIGUR 7 FÖRSTA LAKVATTNET SOM PASSERAR BEHANDLINGARNA I LAKTEST 2.

Innan start av laktest 2 genomfördes en försiktig omskakning av de behandlingar som under laktest 1 hade drabbats av tilltäppning vid kolonnens utlopp. Syftet var att minska risken för att problemet skulle återkomma i detta test. Metoden tycks ha varit effektiv för samtliga behandlingar, med undantag för B2.

Tilltäppningen i B2 förvärrades och det bedömdes nödvändigt att tömma innehållet i en extern behållare, spola igenom kolonnens botten, och därefter återföra substrat och vatten från behållaren till kolonnen för att kunna fortsätta försöket. Efter detta ingrepp upphörde problemen men denna störning beaktas som en felkälla.

Störningarna medförde att vattentillförseln pågick under cirka 4 timmar, jämfört med de planerade 3,2 timmarna. Detta motsvarar ett simulerat nederbördsflöde med en genomsnittlig intensitet på cirka 200 mm/h. Det noterades även att lakvattnet från kolonn B2 var mörkare än från övriga replikat i B-behandlingen.

Analysresultat redovisas i avsnitt 5. Grafer med ytterligare data återfinns i Bilaga A.

4.2.3 Laktest 3

Laktest 3 genomfördes den 18 juni i Lunds Tekniska Högskolas apparathall, se Figur 8.



FIGUR 8 FÖRSTA LAKVATTNET SOM PASSERAR BEHANDLINGARNA I LAKTEST 3.

För att efterlikna de genomsnittliga flödesförhållandena från laktest 1 och 2 – där tillfälliga pauser förekommit till följd av störningar – programmerades pumpen att vara aktiv i 1 minut och pausad i 1,5 minuter. Detta motsvarar en genomsnittlig simulerad nederbördsintensitet på cirka 200 mm/h.

Analysresultat redovisas i avsnitt 5. Grafer med ytterligare data återfinns i Bilaga A.

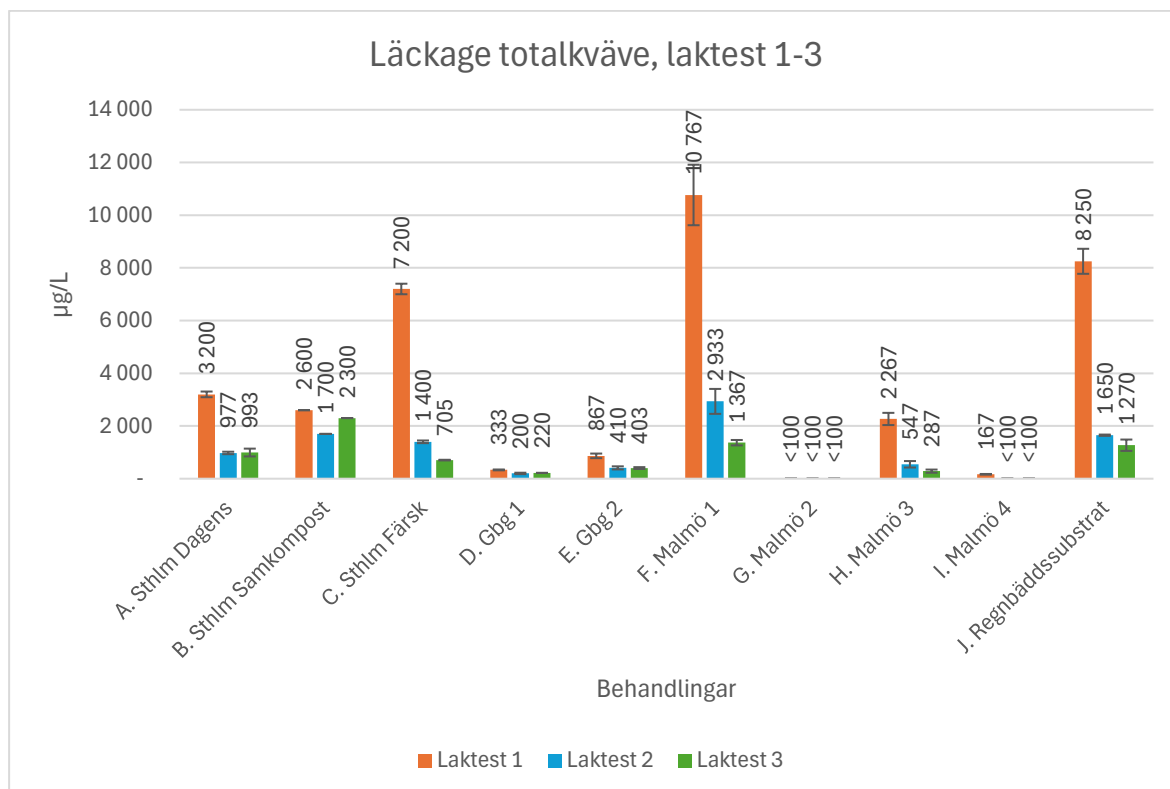
5 Resultat

Figuren nedan illustrerar hur vattnets färg successivt förändrades och blev klarare från laktest 1 till laktest 3, sannolikt relaterat till lägre halter av organiskt material och partiklar efter flera genomsköljningar.

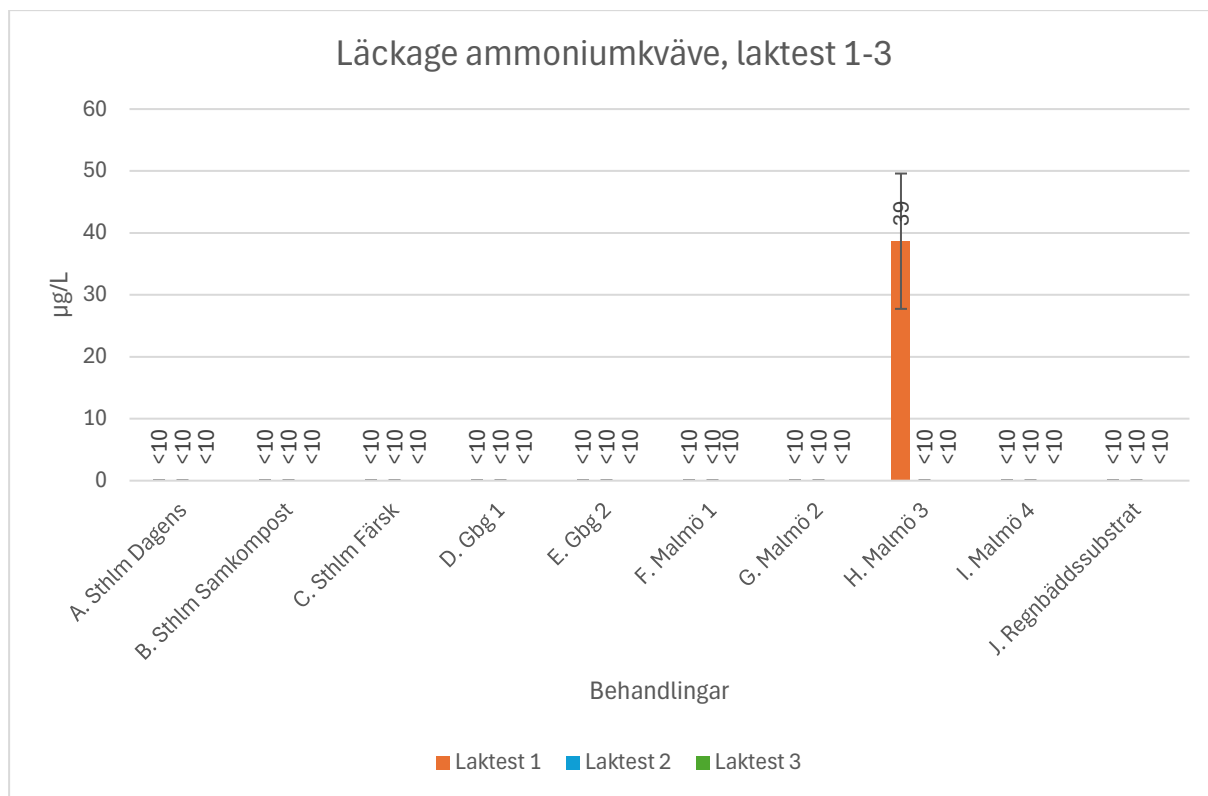


FIGUR 9 TILL VÄNSTER: DET FÖRSTA CA 1 LITERN VATTEN SOM PASSERADE SUBSTRATET I LAKTEST 1. TILL HÖGER: DET SISTA CA 0,6 LITERN VATTEN FRÅN LAKTEST 3, EFTER ATT TOTALT CA 4,8 LITER PASSERAT VARDERA SUBSTRAT. VATTNET TILL HÖGER ÄR TYDLIGT KLARARE.

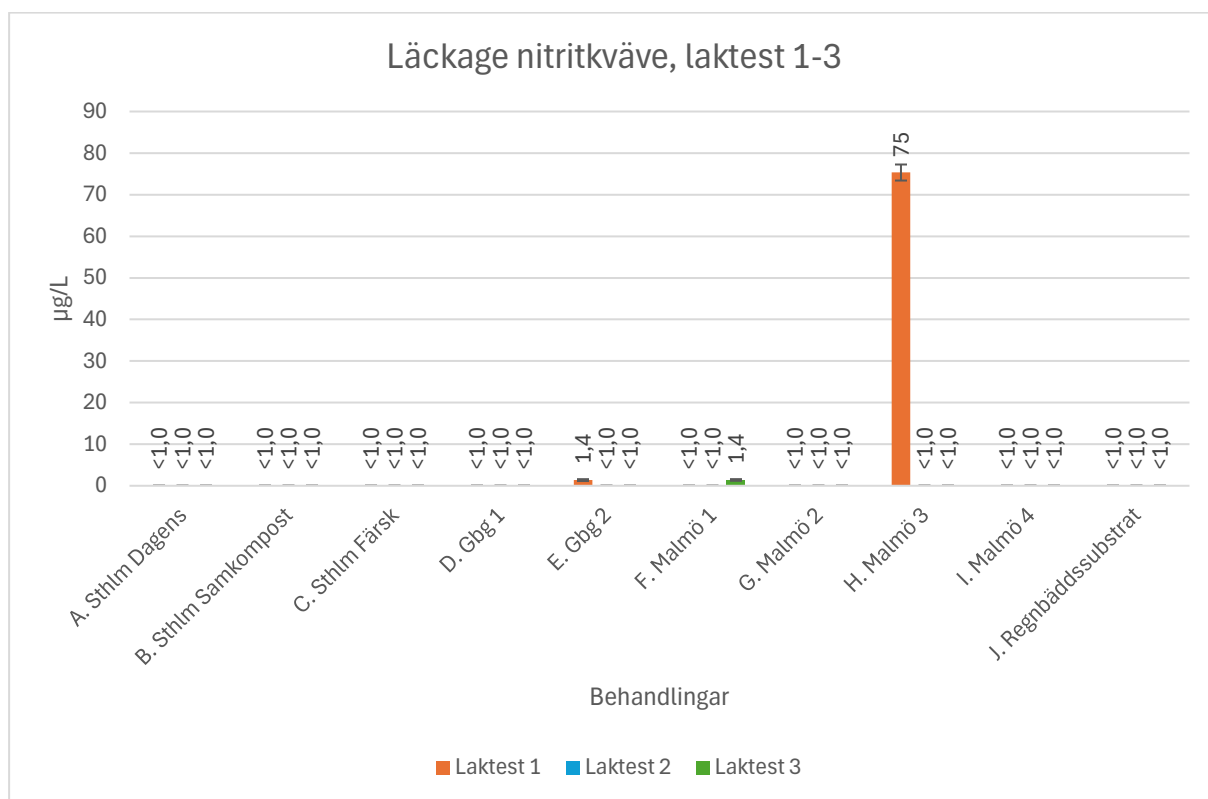
Nedan grafer visar resultaten från kväve- och fosforanalyserna samt data för ledningstal och pH i samtliga tre lakomgångar. De replikat som stördes under försöket (B2, B3, C3, J2) har exkluderats från graferna på grund av felkällan som de utgör, men de finns inkluderade i fler grafer i Bilaga A.



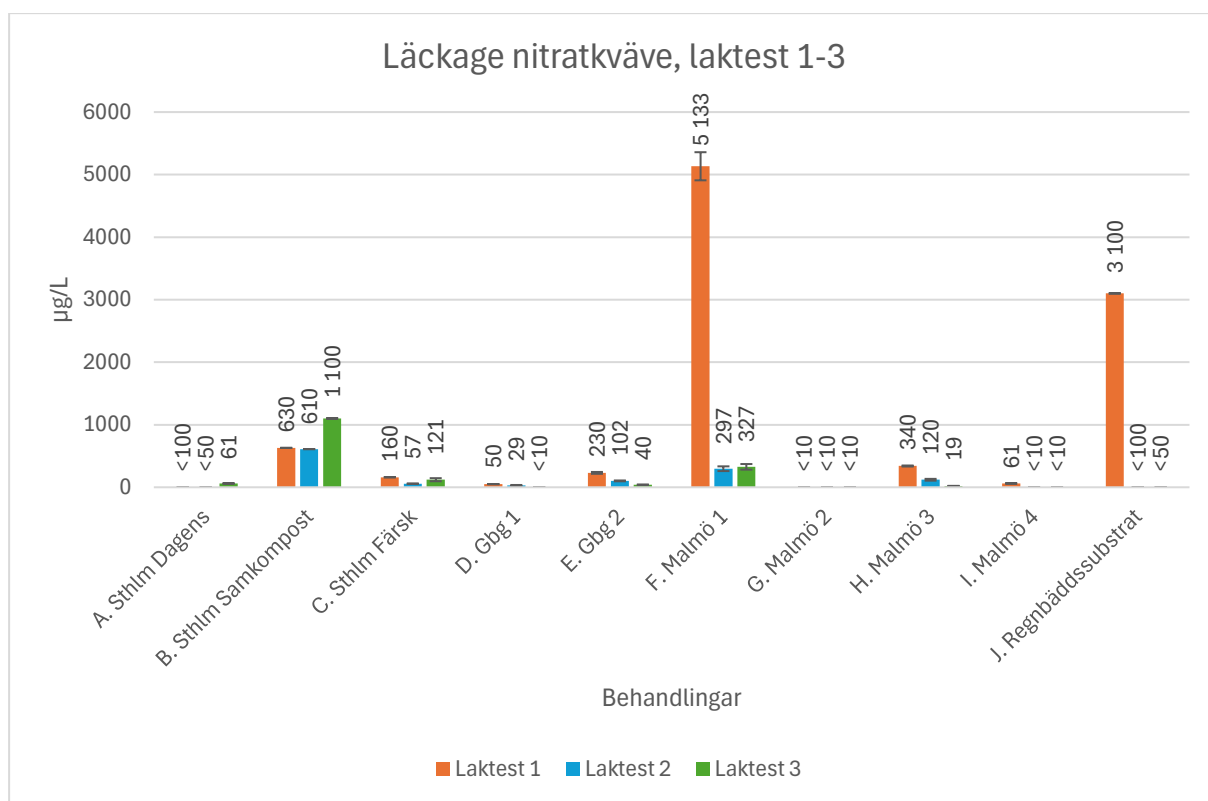
FIGUR 10 TOTALKVÄVE SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



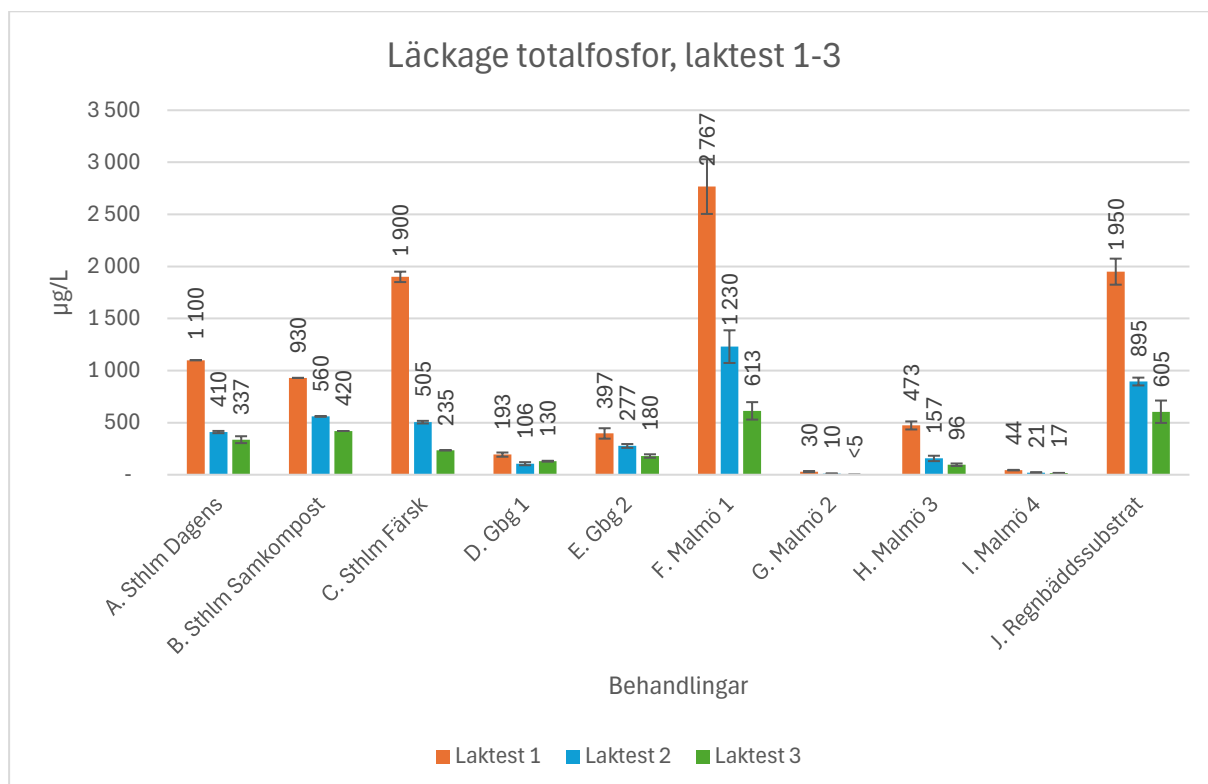
FIGUR 11 AMMONIUMKVÄVE SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



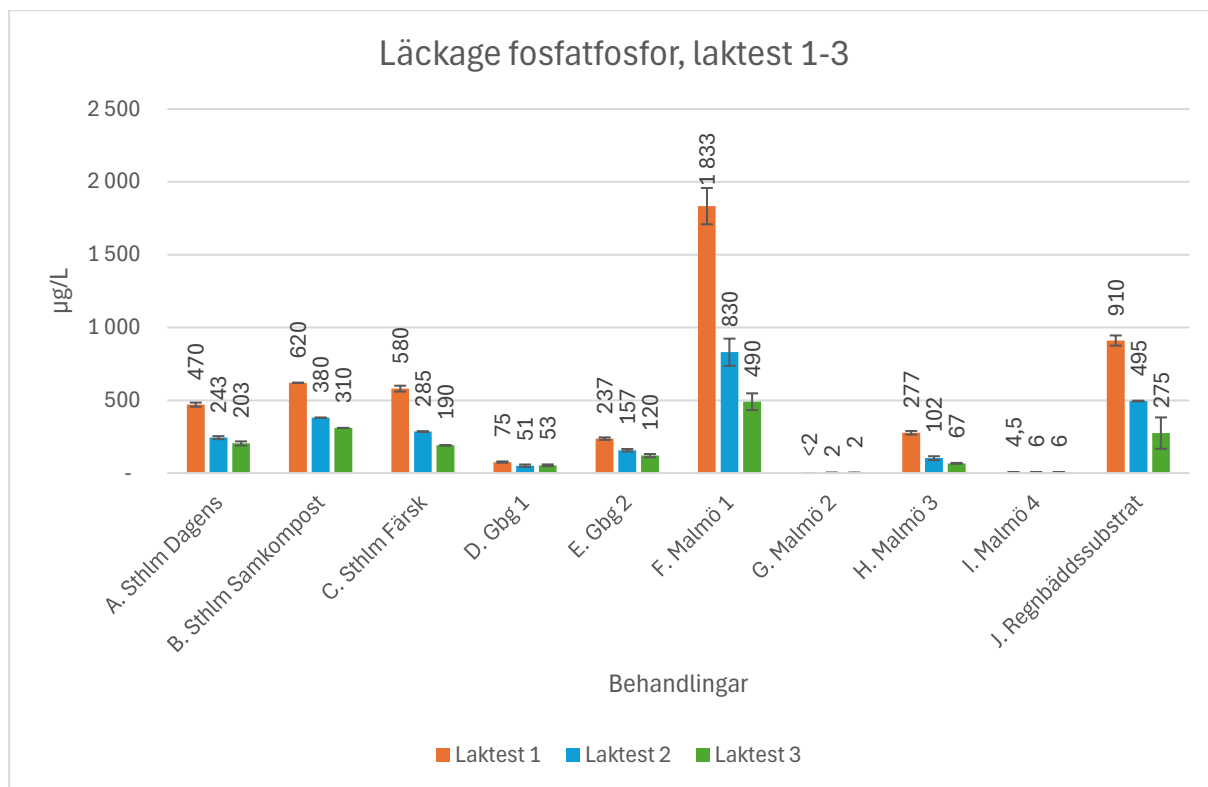
FIGUR 12 NITRIKVVÄVE SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



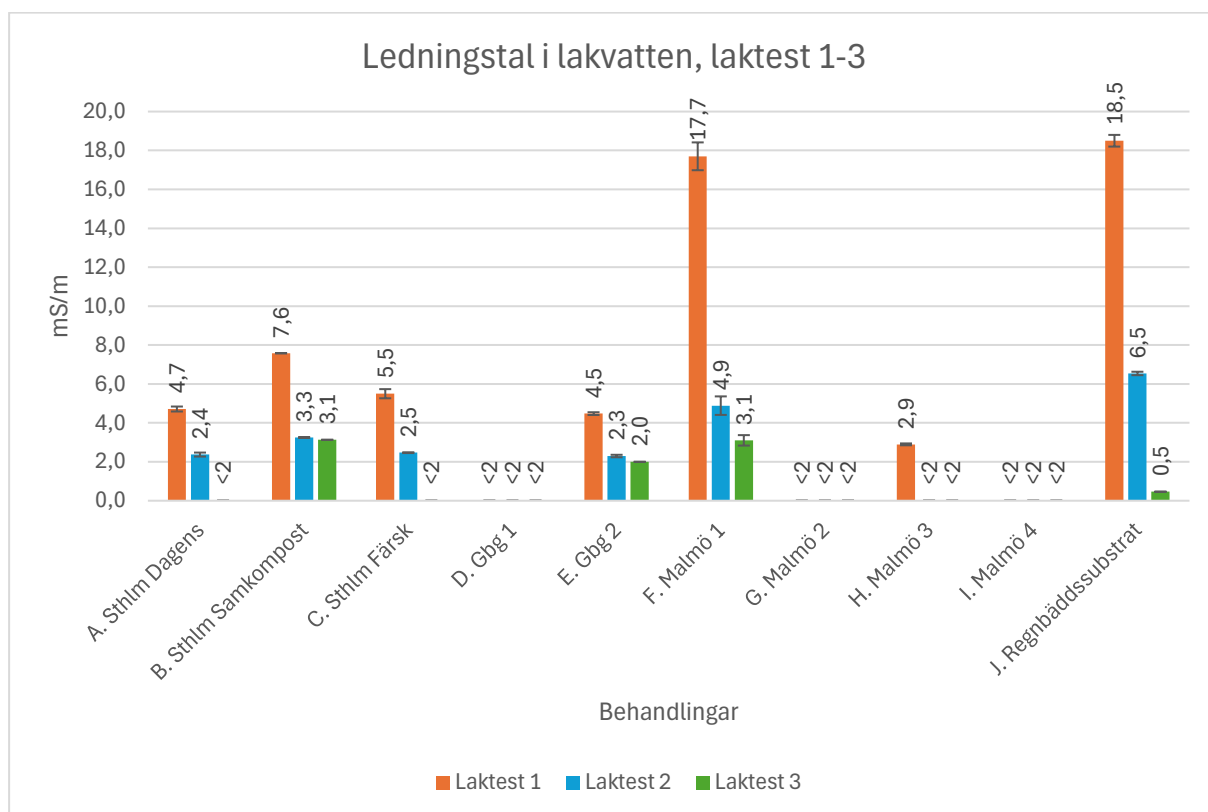
FIGUR 13 NITRATKVÄVE SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS FÖR BEHANDLINGARNA A OCH J PÅ STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



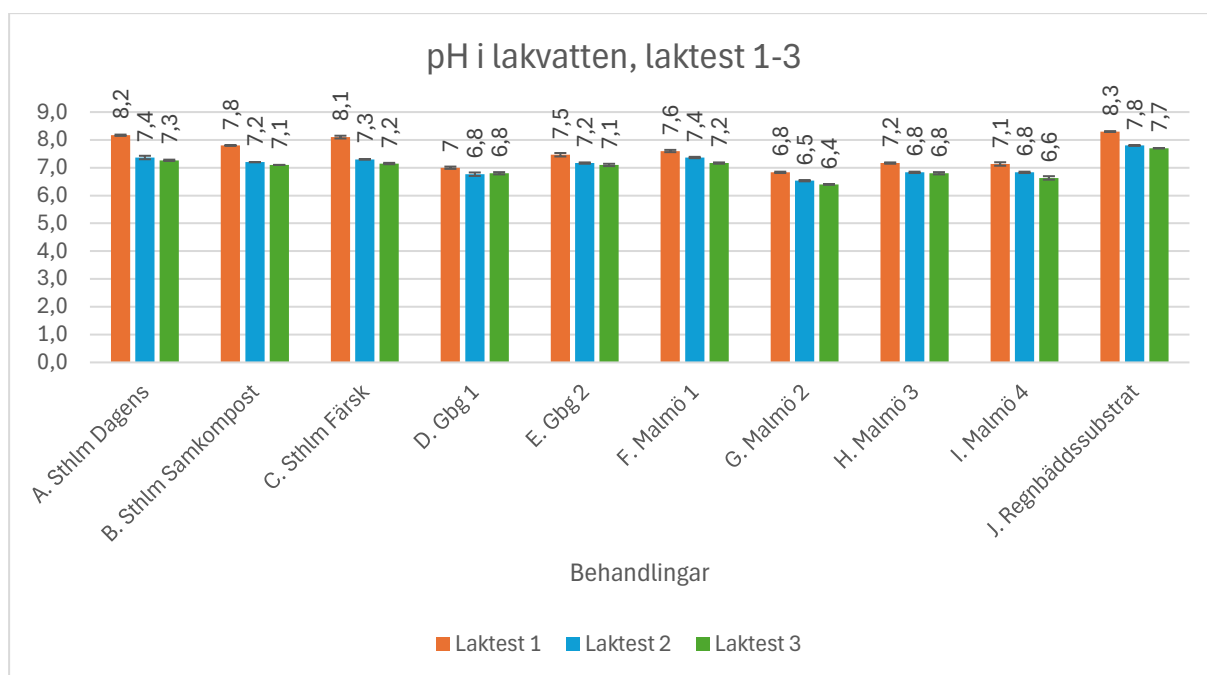
FIGUR 14 TOTALFOSFOR SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



FIGUR 15 FOSFATFOSFOR SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



FIGUR 16 LEDNINGSTAL SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.



FIGUR 17 PH SOM MEDELVÄRDE FÖR SAMTLIGA TRE LAKOMGÅNGAR. FELSTAPLAR VISAR STANDARDAVVIKELSEN MELLAN REPLIKATEN.

Hypotesen var att näringsläckaget bör minska för varje laktest vilket trenden också är, undantaget framför allt nitratkväve för i synnerhet Stockholms behandlingar där koncentrationerna stiger något i det sista laktestet. I Tabell 3 har halterna av näringsläckaget i laktest 1–3 summerats för varje behandling.

TABELL 3 SUMMERAR LÄCKAGET I LAKTEST 1–3 FÖR TOTALKVÄVE, AMMONIUMKVÄVE, NITRIKVVÄVE, NITRATKVÄVE, TOTALFOSFOR OCH FOSFATFOSFOR. UNDERSTRUKEN SIFFRA INDIKERAR ATT EN DEL DATA LÅG UNDER DETEKTIONSGRÄNS VARFÖR SUMMAN ÄR SVÅR ATT ANGE MED SÄKERHET.

	Totalkväve (µg/L)	Ammoniumkväve (µg/L)	Nitritkväve (µg/L)	Nitratkväve (µg/L)	Totalfosfor (µg/L)	Fosfatfosfor (µg/L)
A. Sthlm Dagens	5 170	<10	<1,0	211	1 847	917
B. Sthlm Samkompost	6 600	<10	<1,0	2 340	1 910	1 310
C. Sthlm Färsk	9 305	<10	<1,0	338	2 640	1 055
D. Gbg 1	753	<10	<1,0	89	429	179
E. Gbg 2	1 680	<10	1,4	372	853	513
F. Malmö 1	15 067	<10	1,4	5 757	4 610	3 153
G. Malmö 2	<100	<10	<1,0	<10	45	6,0
H. Malmö 3	3 100	39	75	479	726	446
I. Malmö 4	167	<10	<1,0	61	83	16
J. Regnbäddssubstrat	11 170	<10	<1,0	3 250	3 450	1 680

6 Diskussion

6.1 Partikelbundet näringsläckage

Under försökets inledande fas i laktest 1 uppstod tekniska problem med en av kolonnerna, där en tilltäppning orsakade ett inre tryck som ledde till att substratet pressades ut och behövde ersättas. För att undvika liknande problem öppnades kolonnernas lock för att minska risken för tryckuppbyggnad. Åtgärden medförde dock att totalt fyra behandlingar drabbades av översvämning på grund av partiell tilltäppning vid utloppet. I försök att återställa flödet pressades locken tillfälligt ned, vilket skapade ett mottryck som tvingade ut vatten ur kolonnerna. Problemet kvarstod för ett av replikaten in i laktest 2.

Denna hantering medförde efter laktest 1 ungefär dubbelt så höga halter av totalkväve och totalfosfor jämfört med övriga prover (se Figur 18 och Figur 24 i Bilaga A). Resultaten indikerar sannolikt att högre tryck/flöde riskerar att mobilisera partikelbunden näring i större utsträckning, med åtföljande risk för ökat läckage av detsamma. Halterna av löst oorganiskt kväve låg däremot i nivå med övriga replikat och såg ej ut att ha påverkats av händelsen. Fosfatfosfor låg till synes något högre än i opåverkade replikat, men effekten var inte lika stor som för totalkväve och totalfosfor. Störda replikats data är exkluderad i figurerna i avsnitt 5 på grund av felkällan som de utgör men de finns inkluderade i Bilaga A.

6.2 Samkomposterad kolkompost

Vissa osäkerhetsfaktorer finns i behandlingsuppsättningen för Stockholm som är värt att belysa. Syftet var att undersöka prestandan hos ett substrat där biokol och kompost har samkomposterats – det vill säga där biokolet blandades in i park- och trädgårdsavfallet i början av komposteringsprocessen. Detta representeras av behandling B. För att kunna jämföra denna metod med en där materialen blandas först inför användning i substratet, tillkom behandling C. (Behandling A syftar i sin tur till att motsvara de proportioner biokol, kompost och makadam som är relativt vanlig i många växtbäddar i Stockholm idag där kompostfraktionen är något lägre och biokolfraktionen något högre jämfört med C.)

Potentiella felkällor:

- Dels användes inte biokol eller kompost från samma batch i behandling B som i behandlingarna A och C, vilket kan ha påverkat resultaten. Dock tillverkades de med samma ursprungsmaterial och så långt som möjligt enligt samma metod för att vara snarlika.
- Dels finns en viss osäkerhet kring hur mycket kompostfraktionen faktiskt minskar i volym under komposteringsprocessen – en faktor som direkt påverkar de faktiska proportionerna av biokol och kompost i behandling C. I detta fall utgick beräkningen från en uppskattad volymreduktion på 80 %, vilket låg till grund för receptet som redovisas i Tabell 2.
- Två av replikaten i behandling B och ett i behandling C påverkades av störningar, och har därför exkluderats från flera av graferna i avsnitt 5. Detta innebär att det statistiska underlaget är begränsat.

Gutiérrez-Fernández, et al. (2022) noterade i litteraturstudien om samkompostering med biokol (avsnitt 9.5) en långsammare frisättning av både nitrat och ammonium från den samkomposterade kolkomposten jämfört med den rena komposten. Jämfört med datan från vårt försök tycks

samkomposteringen generera en något jämnare näringsavgång. Medan kontrollen (C) lakade ur mer totalkväve och totalfosfor i både laktest 1 och totalt sett (se Tabell 3), håller samkomposteringen (B) ett jämnare utlakningsmönster där totalhalterna av totalkväve och totalfosfor sammanräknat är lägre än kontrollen, men den växttillgängliga andelen nitratkväve och fosfatfosfor ligger högre. (Ammonium- och nitritkväve låg under detektionsgräns för samtliga av Stockholms prover.)

Resultaten skulle kunna tolkas som att samkompostering av biokol och kompost kan ge ett substrat med lägre läckage av totalpoolerna, högre andel direkt växttillgänglig näring och något jämnare näringstillgång över tid.

6.3 Biokol

Den enda skillnaden mellan Malmös behandling G, som enbart bestod av makadam och pimpsten, och I var att den senare även innehöll 8,5 % biokol baserat på träflis. Detta möjliggjorde en studie av huruvida biokolet orsakar fosforläckage. Behandling G, utan biokol, uppvisade mycket låga halter av totalfosfor i lakvattnet, samt antingen under eller nära detektionsgränsen (<2 µg/L) av fosfatfosfor (se Figur 14 och Figur 15). Behandling I, med biokol, låg marginellt högre och i vissa prover låg fosfatfosfor under detektionsgräns även här (se Bilaga A).

Biokol har i denna studie inte testats isolerat utan i kombination med pimpsten och makadam, vilket innebär att eventuella effekter eller läckage kan ha påverkats av dessa övriga material. Utöver den eventuella påverkan från pimpsten och makadam visade biokolet ett försumbart fosforläckage, vilket indikerar att vissa typer av biokol kan användas utan risk för betydande fosforläckage. Det är värt att belysa att olika biokol har olika egenskaper varför informerade beslut behöver tas om vilket biokol som är lämpligt i en given applikation. Läs mer i avsnitt 6.3. Analys på biokolet återfinns i Bilaga B.

6.4 Kompost

Skillnaden mellan Stockholms behandling A och C låg endast i fraktionsandelar; materialen var desamma. Behandling C innehöll en högre andel kompost och en lägre andel biokol jämfört med A, som motsvarar vanligt använda substrat i Stockholmsregionen idag. Den högre kompostandelen bidrog till ett högre totalt näringsläckage (se Tabell 3), vilket är helt enligt hypotes.

Skillnaden mellan Göteborgs behandling D och E var en högre andel biokol, grönkompost och pimpsten i den senare. Behandling E låg något högre i näringsläckage, vilket bedöms vara kopplat till den större mängden kompost. Dessa behandlingar hade generellt något av det lägsta näringsläckaget av alla behandlingar som inkluderade kompost. (Notera att städerna hade komposter med olika ursprung.)

Resultaten indikerar att den största delen av näringsläckaget härstammar från kompostfraktionen – en slutsats som också framkommit i andra studier av urbana jordar (se avsnitt 9). Men läckaget påverkas inte enbart av mängden inblandad kompost utan även av dess typ, mognadsgrad och stabilitet – och grönkomposter tenderar att besitta stor variation då ursprungsmaterialet kan vara väldigt varierande och heterogent (läs mer om komposter i avsnitt 9.1).

Anmärkningsvärt är att Malmös behandling H, med den lägsta kompostandelen (4 %), uppvisade ett förhållandevis högt näringsläckage, särskilt av ammonium- och nitritkväve i laktest 1 (se Figur 11 och Figur 12). Jämfört med exempelvis Göteborgs behandling D, som innehöll 5 % grönkompost, var läckaget högre än vad som kunde förväntas utifrån proportionerna. En möjlig förklaring till

ammonium- och nitritläckaget hos behandling H i början är att den använda grönkomposten inte var helt mogen eller stabil vid blandningstillfället, vilket kan ha resulterat i en frisättning av lösliga kväveformer.

Även jämförelsen mellan Malmös behandling F (20 % kompost) och regnbäddssubstratet J (30 % kompost) visar att näringsläckaget inte följer ett linjärt samband med kompostmängden. Behandling F gav ett genomgående högre läckage trots den lägre komposthalten mellan de båda, vilket ytterligare understryker betydelsen av kompostens specifika egenskaper.

Sammantaget visar resultaten (och litteraturstudien i avsnitt 9.1) att komposter kan skilja sig markant i både mängden och typen av näring som frigörs, även inom kategorin grönkompost som användes i detta projekt. Grönkompost bör inte betraktas som en homogen materialkategori. Typ av råmaterial, nedbrytningsgrad och samspel med övriga substratkomponenter framstår som avgörande faktorer för utlakningsmönstret.

6.5 Nitrifikation

En möjlig förklaring till att koncentrationen av nitratkväve ökade mellan de senare lakttesterna, framför allt i Stockholmsbehandlingarna, är att nitrifikation skett i substraten under testperioden. Nitrifikationsprocessen innebär att ammoniumkväve oxideras mikrobiellt till nitrit och vidare till nitrat via mikroorganismer (Ayiti & Babalola, 2022).

Nitrifikationen är en viktig process i kvävecykeln då den tillhandahåller nitrat, som är den kväveform de flesta växter föredrar (Ayiti & Babalola, 2022). Samtidigt innebär nitratets höga rörlighet i marken en risk för utlakning, vilket kan minska kvävetillgängligheten för växterna och leda till förluster.

Flera faktorer påverkar nitrifikationen, bland annat syretillgång, temperatur, fuktighet, organiskt material och pH. Processen sker optimalt vid neutralt till svagt alkaliskt pH (kring 7–7,5) och god syresättning (Brune, 2022). Väl syresatta, fuktiga substrat med hög halt organiskt material skapar således gynnsamma förhållanden för nitrifikationsprocessen. Tidigare studier har också visat att biokol kan stimulera aktiviteten hos nitrifierande mikroorganismer, vilket kan ha förstärkt denna effekt (Ayiti & Babalola, 2022). Eftersom substraten innehåller både kompost och biokol, vilka bidrar med organiskt material och näring, porositet och mikrobiella ytor, kan förutsättningarna för sådan aktivitet ha varit särskilt goda – och möjligen mer så i den samkomposterade behandlingen (B) där ökningen var högst.

7 Rekommendationer

7.1 Samkompostering

Samkompostering verkade minska utlakningen av den sammanlagda mängden totalkväve och totalfosfor från substratet, samtidigt som en större andel av näringen förekommer i direkt växttillgängliga former. Utlakningen var dessutom något jämnare över tid, vilket tyder på en mer stabil näringstillförsel. Den högre andelen nitratkväve och fosfatfosfor indikerar att en större del av näringen har mineraliserats till växttillgängliga former. Samkomposteringen kan ha stimulerat nitrifikationen.

Detta substrat kan därmed vara särskilt gynnsamt där växtrötter finns på plats som kan ta upp näringen direkt och där en stabil näringstillgång över tid är prioriterat. Fler tester kan behövas för att stärka resultaten.

7.2 Biokol

Farhågor om att biokol generellt skulle bidra till fosforläckage i urbana växtbäddar (se exempelvis avsnitt 9.3.1) bör nyanseras och resultat från detta projekt visar hur ett träbaserat certifierat biokol kan medföra ett försumbart fosforläckage. Utan risk för betydande fosforläckage bör man dessutom bejaka biokolets potential att filtrera organiska föroreningar från dagvatten, en funktion som inte utvärderades inom ramen för laktetestet men som beskrivs i avsnitt 9.4. Informerade beslut om vilken typ av biokol som ska användas i en viss applikation är avgörande. Materialet bör alltid åtföljas av analyser över egenskaper så de motsvarar kraven för certifiering, samt – när det är aktuellt – dokumentation av kolkrediter, vilket dessutom kan bidra till att förbättra anläggningens klimatavtryck.

7.3 Kompost

Mängden kompost i substratet är inte linjärt med graden av näringsläckage över alla behandlingar, däremot är komposten den främsta källan till utlakning av näring. Typen av grönkompost och dess stabilitet (mognad) påverkar mängden och typen av näringsläckage.

J, som marknadsförs som ett regnbäddssubstrat, var ett av de substrat med högst näringsläckage (och innehöll högst andel kompost) vilket behöver beaktas vid användning i en regnbädd där man önskar minimera näringsläckaget till känsliga recipienter.

Det kan vara särskilt viktigt med grönkomposter, som ofta kännetecknas av höga C/N-kvoter och låg fukthalt (Reyes-Torres, et al., 2018), att med säkerhet kunna avgöra när komposten är mogen och stabil. Som Sæbø & Ferrini (2006) påpekar är graden av stabilisering och mognad avgörande för kompostens funktion i urbana grönytor, men svår att bedöma i praktiken. Vidare kan analys av kompostens näringsinnehåll i kombination med dess fraktionsstorlek vara styrande parametrar när det kommer till val om var i växtbädden komposten platsar bäst.

Ett utvecklingsarbete mot någon form av kompostcertifiering – inklusive riktlinjer för lämpliga användningsområden – skulle kunna förbättra möjligheterna att välja komposter med förutsägbara egenskaper i olika typer av växtbäddar.

En möjlig strategi i näringskänsliga system är att initialt hålla kompostandelen låg, och att anpassa mängden efter substratets närhet till växtrötterna. Därefter kan mindre mängder kompost tillföras årligen på växtbäddens yta. En sådan metod kan bidra till att jämna ut näringstillgången över tid samtidigt som den kan fungera som ett praktiskt verktyg för ogräskontroll – dock bör substratets och anläggningens totala utformning beaktas för att säkerställa att lösningen är lämplig.

7.4 Växtbäddens uppbyggnad

Det ökade hydrauliska trycket i de replikat som stördes – till följd av åtgärder för att hantera översvämningsrisk i försöket – mobiliserade finpartikulärt material och ökade därmed andelen organisk och partikelbunden näring i lakvattnet. I efterföljande laktetest observerades ett lägre läckage av framför allt nitratkväve från dessa behandlingar. Även om variationen mellan replikat samt mätvärden nära eller under detektionsgränsen försvårar statistiskt säkra slutsatser, pekar resultaten

på betydelsen av att inte enbart beakta substratets sammansättning. Även växtbäddens fysiska utformning har en central roll i att minimera näringsläckage, särskilt vid utlopp eller andra punkter där flödet koncentreras.

I fält kan ett väletablerat rotsystem bidra till att stabilisera substratet och minska risken för mobilisering av partikelbunden näring vid kraftiga regnflöden. Detta minskar inte bara förlusterna ur totalpoolen, utan ökar också chansen att näringsämnen hinner mineraliseras i växtbädden och därmed göras tillgängliga för växterna på sikt.

Vidare är det viktigt att uppmärksamma hur vattnet leds bort efter växtbädden – om det infiltrerar vidare ner i markprofilen eller om det snabbt dräneras bort. Uppehållstiden för vattnet i substratet är avgörande för kontakten mellan vatten, partiklar och mikrobiell aktivitet, och därmed för näringsläckagets omfattning. I många fältinstallationer töms växtbäddar på kort tid, ibland inom 12 timmar, vilket kan begränsa retentionen och den potentiella omsättningen av näringsämnen.

8 Slutsats

Hur växtbädden utformas, etableras och sköts inverkar på dess funktion över tid och substratens prestanda bör inte ses isolerat, utan i relation till den miljö och de krav som växtbädden ställs inför. Substraten med högre utlakning av näring kan vara lämpligt i växtbäddar där kraftigare tillväxt prioriteras, nära växtrötter och/eller i system som inte är lika känsliga för utlakning.

Omvänt bör anläggningar som riskerar höga hydrauliska belastningar och samtidigt avvattnas till näringskänsliga recipienter utformas med näringsfattigare substrat. I bästa fall föregås materialvalet av tester som verifierar substratens egenskaper under relevanta förhållanden. Det är dock viktigt att beakta att grönkomposter kan variera betydligt i egenskaper mellan olika år och leveranser, vilket innebär att samma substratblandning kan uppvisa olika funktion över tid.

Att exkludera biokol på grund av farhågor om näringsläckage är inte motiverat. Däremot krävs informerade beslut kring vilken typ av biokol som används, i relation till rådande kravställning. Biokol bör alltid åtföljas av dokumentation från analyser. På motsvarande sätt kan analyser av kompost vara att rekommendera, särskilt i anläggningar där lågt näringsläckage är prioriterat. Även valet av gödning samt tidpunkt och metod för tillförsel till växtbädden är viktiga faktorer. Det är även relevant att överväga huruvida biokol ska näringsladdas före etablering eller inte, utifrån växtbäddens kontext.

Detta projekt har genererat ett jämförbart underlag över vanligt förekommande substrats näringsläckage baserat på kontrollerade laborieförsök. Eftersom samtliga substrat testats under likvärdiga förhållanden är resultaten inbördes jämförbara. De bör däremot inte tolkas som absoluta värden, eftersom fältförhållanden präglas av fler samverkande faktorer och större variation än vad som kan återskapas i laboriemiljö. Trots detta utgör testresultaten ett relevant beslutsunderlag för att avgöra vilka substrat som kan vara lämpliga i olika typer av växtbäddar och hur de bäst placeras i anläggningens uppbyggnad. Testerna har även synliggjort den variation som kan förekomma inom materialkategorierna kompost och biokol, något som betonar vikten av att utgå från materialspecifika analyser snarare än generella antaganden vid substratval. Fortsatta tester med verkligt dagvatten skulle vidare kunna belysa substratens filter- och reningspotential inför praktisk tillämpning.

9 Litteraturstudie

Syftet med litteraturstudien är att ge en bild av kunskapsläget om framför allt biokols egenskaper och användning i urbana växt- och regnbäddar, särskilt kopplat till näringsläckage och reningskapacitet. Även ett grundläggande avsnitt om komposters egenskaper finns inkluderat (9.1). Kapitlet inkluderar både svenska fältförsök (avsnitt 9.3) och internationell vetenskaplig litteratur (avsnitt 9.4).

9.1 Kompost

De flesta av behandlingarna i projektets laktest är baserade på biokol, makadam, pimpsten och grönkompost i olika andelar. Frågan om näringsläckaget är därför tätt knuten till typen och mängden av kompost varför detta avsnitt syftar till att grundläggande beskriva kompostens potentiella inverkan på näringsläckaget.

Utöver proportionerna är det viktigt att beakta själva egenskaperna hos komposten. Grönkompost är mycket heterogent, med blandningar av löv, gräs, grenar och bark, där sammansättningen varierar med årstid och insamlingsplats, vilket leder till variation i nedbrytningsstakt och näringsinnehåll (Reyes-Torres, et al., 2018). Grönkomposter innehåller ofta begränsade mängder kväve, fosfor och kalium, men däremot rikligt med svårnedbrytbara organiska föreningar som lignin. De kännetecknas ofta av låg fukthalt och en hög kol/kväve-kvot (C/N-kvot), vanligen över 25 (den generella rekommendationen ligger mellan 25–30). Komposter med hög andel ved eller lignin bryts ner långsamt och vid C/N-kvoter uppemot 50–60, kan komposten bli omogen och ostabil (Reyes-Torres, et al., 2018).

Enligt Sæbø & Ferrini (2006), som beskriver användning av kompost i urbana grönytor, är graden av stabilisering och mognad i en kompost central. Det kan samtidigt vara komplext att mäta eller bedöma när en kompost är stabil och mogen. Två enkla metoder för att testa kompostens stabilitet är att en handfull fuktig kompost som förvaras i en plastpåse i 24 timmar inte ska avge någon obehaglig lukt, samt att en komposthög på cirka 1 m³ inte ska öka märkbart i temperatur under samma tidsperiod (Sæbø & Ferrini, 2006).

En kompost kan vara omogen eller instabil som resultat av att exempelvis fukthalten har varit för låg (riktvärde 40–60% (Reyes-Torres, et al., 2018)) eller C/N-kvoten för hög. När den omogna komposten tillsätts ett substrat eller växtbädd med andra miljöförhållanden fortsätter då nedbrytningen. Detta kan leda till frisättning och/eller immobilisering av näringsämnen, luktavgång och hämning av tillväxt (Sæbø & Ferrini, 2006).

Strategier för att påskynda och förbättra nedbrytningen och kvalitén i en grönkompost kan bestå i att minska partikelstorleken, tillsätta näringsrika material eller biokol, gynna vednedbrytande svamp (genom exempelvis med pH-justering) samt optimera temperatur och fukthalt (Reyes-Torres, et al., 2018).

Sæbø & Ferrini (2006) betonar att det inte finns en universell kompost med optimala egenskaper; olika användningsområden kräver olika kompostkvaliteter, och jordens beskaffenhet, växternas behov, klimatet och typen av grönyta påverkar hur komposten fungerar. Man rekommenderar att mer näringsrik kompost i mindre fraktionsstorlek bör användas i närmare anslutning till växtrötter, medan kompost närmare ytan bör vara mer näringsfattig och utgöra större fraktionsstorlek för att försvåra etablering av ogräs (Sæbø & Ferrini, 2006).

Mängden kompost som blandas i, eller används på, en växtbädd bör styras av faktorer som näringsinnehåll, ledningstal och pH. Ibland kan en mindre årlig tillsats av kompost på ytan av växtbädden vara bättre än en stor mängd vid etablering. Detta kan dessutom vara ett kostnadseffektivt sätt att motverka ogräs, så kallad *mulching* (Sæbø & Ferrini, 2006).

Sammantaget visar både litteraturen och resultaten från laktesterna att kompost inte kan betraktas som en enhetlig materialkategori, i synnerhet inte en grönkompost. Kompostens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper är avgörande för graden och formen av näringstillgänglighet. Man bör sträva efter att bekräfta en komposts stabilitet och mognad innan användning och utifrån analyser av dess näringsinnehåll och fraktionsstorlek kan man göra en bedömning om huruvida komposten är lämpad mer eller mindre nära växtrötter.

9.2 Biokol

Biokol är hållbart erhållen biomassa som förkolats genom en syrefattig process kallad pyrolys. Biokol är en term på en mängd olika material med olika egenskaper beroende av främst använd biomassa och tillverkningsstemperatur. Riktlinjer och definitioner har tagits fram av Ithaka Institute inom ramen för det europeiska certifieringssystemet *European Biochar Certificate* (EBC), i syfte att säkerställa hållbar produktion och användning:

Biokol är ett poröst, kolhaltigt material som produceras genom pyrolys av biomassa och appliceras på ett sådant sätt att det inneslutna kolet förblir lagrat som en långvarig kolsänka eller ersätter fossilt kol vid industriell tillverkning. Det är inte gjort för att brännas för energiproduktion. (EBC, 2022)¹

Fraktionsstorlek, ytarea, porstruktur, kolinnehåll, pH, askhalt samt närvaro och växttillgänglighet av mineraler och metaller kan skilja sig åt beroende på biomassans ursprung och tillverkningsstemperatur. Tabellen nedan visar exempel på hur egenskaper kan variera mellan olika biokol, även när de är baserade på samma typ av biomassa, i detta fall träflis. Det är i praktiken dessa egenskaper – snarare än själva benämningen "biokol" – som avgör materialets lämplighet i olika applikationer såsom jordförbättring, filtermaterial eller betonginblandning. Kolsänkan uppstår först när materialet appliceras på ett sätt som förhindrar återgång av kol till atmosfären som koldioxid (EBC, 2023).

TABELL 4 EXEMPEL PÅ EGENSKAPER HOS FEM OLIKA BIKOL BASERAT PÅ TRÄFLIS (KÄLLA: ANALYSER FRÅN BIKOLPRODUKTER GLOBAL AB).

Biokol	1	2	3	4	5
Kolhalt (vikt%)	94	92	85	90	89
Askhalt (vikt%)	2,5	1,9	11,3	2,3	7,6
pH	8,3	6,8	9,8	8,6	10,9
Vattenhållande kapacitet (vikt%)	Saknar data	209	123	174	178

Biokol har många potentiella användningsområden, där det mest traditionella är som jordförbättrare tack vare dess höga specifika yta, sorptionskapacitet och förmåga att stödja mikrobiellt liv (Parmar, et al., 2014). I Sverige har det idag sitt främsta användningsområde i urbana växtbäddar. Ofta finns

¹ Fri översättning från engelska.

en förväntan om att biokol ska stödja växtligheten genom att förbättra substratets vatten- och näringshållande förmåga, och samtidigt bidra till rening av dagvatten från olika typer av föroreningar.

De biokol som används i svenska urbana växtsubstrat idag är i regel vedbaserat, tillverkat av till exempel flis, ris eller park- och trädgårdsavfall. Detta ger ofta en hög kolhalt (>80–90 %) och låg askhalt (<10–20 %). Askans sammansättning varierar beroende på ursprungsmaterial. Aska från trä innehåller ofta basiska mineraler som kan påverka pH, medan exempelvis slambiol – det vill säga pyrolyserat avloppsslam – kan innehålla större mängder oorganiska partiklar såsom sand, metallrester och andra mineraler (Xing, et al., 2020). Denna typ av aska har ofta lägre reaktivitet i jordmiljö.

I urbana växtbäddar används idag ofta mellanstora fraktioner av biokol (till exempel 0–10 mm), eftersom för finmalet material riskerar att spolats bort medan alltför grova bitar ger mindre kontaktyta mot jorden. En anpassad kornstorlek är således central för att förena långsiktig stabilitet med markeffekter.

Utöver biomassans ursprung är pyrolystemperaturen en avgörande faktor för biokolets egenskaper (Tomczyk, et al., 2020). Pyrolys sker vanligtvis vid temperaturer mellan 350 och 1 000 °C (EBC, 2023). Generellt sett leder högre temperatur till ökad askhalt, högre pH och större porvolym och specifik yta. Samtidigt minskar utbytet av fast produkt eftersom en större del av det ingående materialet avgår i gasform. Temperaturen påverkar också materialets aromaticitet – egenskaper som gör kolet mer motståndskraftigt mot nedbrytning. Detta återspeglas i väte-kol-kvoten (H/C_{org}), där ett lägre värde indikerar ett mer stabilt och långlivat kol.

Enligt två etablerade certifieringsstandarder bör H/C_{org} -kvoten understiga 0,7 för att ett material ska klassas som biokol och anses stabilt i minst 100 år (Puro.earth, 2024; EBC, 2023). För att certifieras som en kolsänka enligt standarden *Global Biochar C-sink* krävs en kvot under 0,4 vilket motsvarar en stabilitetstid som överstiger 1 000 år (EBC, 2023).

Sedan 10–15 år tillbaka har några svenska växtbäddsförsök med biokol i fält har genomförts och materialets prestanda har utvärderats. I vissa fall är det svårt att härröra effekter av en växtbädd till enskilda komponenter i substratet, och därtill kan fältförhållandena vara så komplexa att direkt jämföranden mellan anläggningar och substrat kan vara vanskligt. Vidare innebär det faktum att biokol inte är en homogen produkttyp att man behöver kunna spåra materialet för att bidra till kunskapsbanken om *vilket* biokol som är mer eller mindre lämpliga för applikationen.

I avsnitt 9.3 görs en genomgång av en del av den svenska litteratur som finns om biokol och urbana växtbäddar i syfte att belysa det aktuella kunskapsläget samt diskutera hur tidigare slutsatser förhåller sig till de resultat som framkommit i detta projekts laktester.

9.3 Svenska fältstudier

Fältstudier utgör ett viktigt komplement till laboratoriestudier, eftersom metoder och material då kan testas i full skala och i verklighetsnära miljöer. Nedan presenteras några svenska exempel kopplade till biokol och växt- eller regnbäddssubstrat.

9.3.1 Växjörapporten

Rapporten *Rening av dagvatten i biofilter: Effekt av biokol som tillsats i filtermaterialet* av Blecken och Viklander (2022), baseras på fältförsök i Växjö. Syftet med studien var att utvärdera effekten av biokol på dagvattenrening i så kallade biofilter genom att jämföra två växtsubstrat med respektive

utan biokol. Rapportens slutsats var att “[b]iokol visar sig orsaka utläckage av löst fosfor och fosfatfosfor och kan utifrån resultaten från denna studie inte rekommenderas.” (Blecken & Viklander, 2022).

Rapportens slutsats har – enligt detta projekts uppdragsgivare – resulterat i en tydlig negativ påverkan på synen och användningen av biokol i urbana växtbäddar på grund av oro för att materialet orsakar fosforläckage.

Blecken och Viklander (2022) specificerade inte vilken typ av biokol som använts – uppgifter om biomassa, leverantör eller andra egenskaper saknas i rapporten. I mailkorrespondens med Godecke Blecken har information dock framkommit att kolet kom från Skogens Kol AB, med egenskaper som:

- fraktionsstorlek 0,1–10 mm
- kolhalt 64,7 %
- H/C-värde 0,56²

Detta är ej typiska egenskaper för biokol som normalt används i urbana växt- eller regnbäddar idag, vilka brukar ha högre kolhalt (minst 80–90%), lägre H/C_{org}-värde (<0,4) samt att det är en ovanligt fin fraktion som kan leda till partikelburet näringsläckage. Men framför allt säljer Skogens Kol rester från grillkolsproduktion och inte certifierade biokol.

Detta utesluter inte att materialet kan passa väl in i vissa tillämpningar och att det är värdefullt att inkludera i försök. Däremot blir det problematiskt när det i rapporten benämns generellt som ”biokol” utan att ursprung eller egenskaper redovisas vilket hade möjliggjort spårbarhet och en tolkning av resultaten. Rapportens slutsats hade behövt nyanseras med en reservation kring att kolets ursprung och kvalitet vid tidpunkten inte var kända. Att detta utelämnades har i praktiken lett till generaliseringar om biokols prestanda baserat på finfördelat grillkol.

Vid två tidigare lak- och filtertester genomförda av EcoTopic har kol från Skogens Kol ingått. Det går inte att fastställa om det rörde sig om samma batch, men vissa egenskaper överensstämde. I dessa tester visade grillkolet den högsta utlakningen av total- och fosfatfosfor jämfört med övriga vedbaserade biokol i studien. Detta understryker risken att resultaten från Växjörapporten inte är representativa för de certifierade vedbaserade biokol som idag används i urbana växtbäddar.

9.3.2 Nackrapporten

Ett uppmärksammat svenskt fältförsök med biokol i dagvattenanläggning återfinns i rapporten *Utvärdering av regnbäddar – Testanläggningar Värmdövägen* (Egelberg & Wold, 2021). Studien genomfördes i Nacka kommun och jämförde två olika regnbäddsanläggningar: ett med ett substrat baserat på pimpsten och ett substrat innehållande biokol, med analyser.

Författarna skriver att jämförelser mellan substraten bör tolkas med försiktighet. De konstaterar att anläggningarna har olika utformning och att substraten inte testats med samma volym. För en rättvis jämförelse hade designen behövt vara mer kontrollerad och med fler mätpunkter. Det är således inte

² H/C_{org} - kvoten (väte till organiskt kol) är det mått som används för att bedöma biokolets långsiktiga stabilitet. I praktiken är den ofta identisk eller mycket nära det totala H/C-värdet. I detta fall har endast H/C rapporterats, men skillnaden bedöms vara försumbar i sammanhanget.

möjligt att avgöra vilket substrat som är mest effektivt, varken för fördröjning eller rening, utifrån studiens utformning.

Trots detta diskuteras i rapportens resultatdel att regnbädden med pimpsten generellt uppvisar något bättre reningseffekt än den med biokol – särskilt vad gäller vissa metaller som kadmium och koppar. För andra ämnen, som bly, presterar biokolssubstratet bättre. Reningseffekterna är alltså ämnesspecifika och påverkas troligen av systemens helhet snarare än enbart substratets sammansättning.

En av frågeställningarna i studien rör risken för fosforläckage från substraten. Fältdata visar att båda substraten lakade betydande mängder fosfor, särskilt vid kraftiga regn. Totalt sett lakade pimpstenssubstratet ut 468 % mer fosfor än som tillfördes via dagvatten – jämfört med 418 % för biokolssubstratet. Även kväve läckte i hög grad. Denna typ av läckage dominerade systemens näringsbalans under hela mätperioden.

Lakningens omfattning tycks i huvudsak bero på substratens ursprungliga innehåll av näringsämnen och i vilken form dessa förekommer – exempelvis tillsatt höns gödsel i biokolssubstratet och grönkompost i pimpstenssubstratet, båda med hög andel vattenlösliga näringsämnen. En bilaga till rapporten, författad av Sweco, konstaterar att lakningen i båda fall sannolikt till stor del härrör från den gödsel/kompost som tillsatts. Man ifrågasätter därmed om det är lämpligt att över huvud taget tillsätta gödsel/kompost i regnbäddsmaterial när syftet är rening.

Trots att reningseffekterna i vissa fall var högre i regnbädden med pimpsten, går det inte att dra säkra slutsatser om substratens relativa prestanda. Detta beror dels på att substraten inte testats på likvärdiga villkor, dels på att systemens utformning (inklusive hydraulisk uppehållstid) påverkat resultaten. Dessutom utvärderades inte substraten i sig, utan hela regnbäddssystemet.

Studien illustrerar hur viktigt det är att skilja mellan systemprestanda och materialprestanda och den bör ses som ett exempel på hur komplex rening i fält kan vara. Rapporten ger kunskap om två specifika system, men bör inte användas som grund för generella slutsatser om exempelvis biokolets effektivitet i dagvattenrening. Biokolet i studien ingick i en substratblandning med höns gödsel som inte heller speglar dagens branschpraxis. Ofta används i mer näringsfattiga växtsubstrat för att undvika kraftiga näringsläckage.

9.3.3 Svenskt Vattenrapporten

Rapporten *Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar* av Blecken et al. (2024), publicerad av Svenskt Vatten, undersöker effektiviteten hos dagvattenbiofilter och regnbäddar i urbana miljöer. Undersökningen baseras på fältstudier med så kallade biofilter i Malmö, Växjö (samma försök som beskrivs i avsnitt 9.3.1), Stockholm och Sundsvall.

Det framgår att biofilter och regnbäddar kan vara effektiva lösningar för dagvattenhantering, men att deras prestanda är starkt beroende av dimensionering och skötsel samt typen och mängden av inkommande föroreningar.

Anläggningarna som studeras i SVU-rapporten har etablerats oberoende av varandra och utvärderats inom ramen för andra tidigare projekt. Det innebär att rapporten ger en värdefull översikt över olika tillämpningar, men att det samtidigt kan vara komplext att extrapolera generella slutsatser från resultaten, då studierna skiljer sig åt i både utformning, kontext och datainsamling.

Sandbaserade biofilter beskrivs främst ha kunnat rena suspenderat sediment, totalmetaller och totalfosfor genom att fungera som ett mekaniskt filter för partikelbundna ämnen, medan lösta metaller, löst fosfor och kväve i olika former renades sämre. I inledningen konstateras att "Gällande fosforrening har tillsatsen av biokol lett till fosforläckage" (Blecken, et al., 2024), vilket med Växjöförsöket och rapporten av Blecken och Viklander (2022) som grund, tyvärr är en direkt missvisande slutsats då det har framgått att man i själva verket använde finfördelat grillkol (se avsnitt 9.3.1.).

SVU-rapporten konstaterar att fosfor ej renades i substrat med höga halter organiskt material eller kompost. I Stockholm ingick ett kolmakadamssubstrat (ej detsamma som "Nackarapporten" i avsnitt 9.3.2). Man konstaterar att det från denna anläggning inte förekommer minskning av fosforutlakningen över tid. Huruvida biokolet var näringsladdat och dess ursprung specificeras ej i SVU-rapporten. Om fosforläckage och biokol skriver man:

Urlakning av fosfor från biokol har observerats om den härstammar från näringsrika substrat (t.ex. djurspillning och/eller avloppsslam) eller om biokolet är anrikt med näringsämnen (för att gynna växtligheten) [...]. Detta var dock inte fallet i Växjöanläggningen. Ändå verkar biokolet [*grillkolet*, reds. anm.] vara anledningen till urlakningen eftersom det var den enda skillnaden mellan de testade anläggningarna i Växjö. Kolmakadamfiltret i Stockholm släpper ut stora mängder fosfor. Sannolikt är komposten den mest relevanta källan för fosfor. (Blecken, et al., 2024)

Samtidigt fastställs det i SVU-rapporten att det finns andra studier som inte ser en negativ effekt av biokol på fosforrening. Man konstaterar också att ingen av projektets studerade anläggningar – inklusive sandbaserade sådana – renar dagvatten från fosfatfosfor.

Rapporten betonar att vegetation spelar en central roll i reningen av metaller, näringsämnen (mer för kväve än fosfor) och organiska föroreningar. Dessutom lyfts vikten av regelbundet underhåll, övervakning och anpassning till lokala förhållanden för att säkerställa anläggningarnas långsiktiga funktion.

För reningskapacitet av organiska föroreningar (inklusive fenoler, 16 PAH:er, petroleumkolväten, totalt organiskt kol (TOC) och totalt suspenderat sediment (TSS)) finns bara data för biofilter i Sundsvall, och inga anläggningar som innehåller biokol. Man konstaterar att sandfiltret utan växter presterar endast måttligt till tillräckligt för PAH:er och PHC, och har en otillfredsställande rening för de mer hydrofila fenolerna. Kalktillsats har ingen effekt på rening av organiska ämnen. Den förbättrar dock reningen av metaller.

Sammanfattningsvis går det inte att dra några entydiga slutsatser om biokolets effekt i dagvattenbiofilter, eftersom de fältförsök som refereras i rapporten antingen har använt grillkol eller kombinerat biokol med näringsrika substratkomponenter. Detta försvårar möjligheten att isolera biokolets påverkan som enskild faktor.

Fosfatfosfor framstår som särskilt svår att avskilja i dagvattenrening. Det kan därför vara nödvändigt att anpassa både komposttyp och biokolskvalitet för att minimera fosforläckage. Det kan även vara relevant att identifiera växtarter med särskilt hög förmåga att ta upp fosfor.

Rapporten understryker att anläggningarnas utformning och skötsel är avgörande för deras reningseffektivitet. Om fosforrening är ett prioriterat mål bör användningen av näringsrika substratkomponenter begränsas. Samtidigt saknas idag tydliga riktlinjer eller gränsvärden för tillåtet näringsinnehåll i substraten. Detta är utmanande då växtlighet spelar en central roll för reningen av näringsämnen, metaller och organiska föroreningar – samtidigt som växternas etablering och tillväxt är beroende av en viss tillgång till näring, med varierande behov mellan olika arter.

Vidare inkluderar rapporten inga fältförsök där biokolets potential att rena organiska föroreningar har undersökts. Detta är något som därför behandlas närmare i avsnitt 9.4, där en litteraturstudie genomförs med fokus på biokolets effekter på urbant dagvatten.

9.4 Reningseffekt med biokol i urbana växtsystem

I SVU-rapporten av Blecken et al. (2024) framhålls att sandbaserade filtermaterial ger god rening av totalfosfor, totalmetaller och suspenderat material. Däremot är effekten begränsad när det gäller lösta metaller, näringsämnen och organiska föroreningar. Tillsats av kalk kunde ytterligare förbättra reningen av metaller. Pimpsten visade ingen signifikant påverkan på reningen av metaller eller näringsämnen, inklusive fosfor. Vegetation identifierades som en viktig komponent för avskiljning av metaller, näringsämnen och organiska föroreningar. Underlaget för att bedöma biokolets potential i dessa svenska fältstudier har dock varit begränsat. För att ge en bild av biokolets potential i urbana växt- och regnbäddar kompletteras därför genomgången med en litteraturoversikt baserad på internationell forskning, med fokus på dagvattenrening.

Enligt en omfattande översiktsstudie av Biswal et al. (2022) har ett stort antal laboratorie-, pilot- och fältförsök analyserats och sammanställts för att belysa biokolets roll i biofilter- och växtbäddssystem. Referenser ges till en mängd enskilda studier och artikeln tydliggör att resultaten bygger på försök med en bred variation av biokoltyper – med olika ursprung, pyrolystemperaturer och eventuella kemiska modifieringar – vilket redovisas i sammanställningar och tabeller. Det är därför inte alla biokol som uppvisar samtliga redovisade reningseffekter; snarare är det övergripande budskapet att det finns biokol som visat god förmåga att rena äkta eller syntetiskt dagvatten från specifika föroreningar.

Resultaten i artikeln visar att biofilter med biokol har kunnat uppnå betydande reduktioner av totalfosfor (45–94 %), totalkväve (32–61 %), tungmetaller (27–100 %) och organiska ämnen (54–100 %) (Biswal, et al., 2022). Biokol kan bidra till avskiljning av fosfat genom jonbyte och elektrostatiska interaktioner, men effektiviteten påverkas starkt av pH och förekomsten av konkurrerande joner i vattnet. För kväve lyfter rapporten särskilt fram biokolets roll som komponent som stödjer mikrobiellt driven denitrifikation. Dock har materialet generellt låg kapacitet att avskilja löst organiskt kväve, som anges vara den dominerande kvävefraktion i dagvatten.

Sammantaget gäller att biokol både kan bidra med direkt sorption av föroreningar och skapa gynnsamma förutsättningar för biologisk nedbrytning. Dess effektivitet styrs bland annat av ytkemi, porstruktur, pH och sammansättning av andra komponenter i vattnet – såsom löst organiskt material och konkurrerande joner. Därmed finns det biokoltyper med egenskaper som gör dem särskilt lämpade för användning i sand- och växtbaserade filterbäddar, inte minst i urbana miljöer där dagvattnets komplexa sammansättning ställer krav på multifunktionella reningslösningar.

Att generellt utesluta biokol i urbana växt- eller regnbäddar med hänvisning till risken för fosforläckage är ett bristande argument, då sådana läckage i hög grad beror på vilken typ av biokol som används – något som även bekräftas av detta projekts egna laktester, redovisade i avsnitt 5. Fokus bör i stället ligga på att identifiera och använda material med egenskaper anpassade för syftet. Om ett biokol kan bidra till att förstärka eller komplettera sandens och kalkens reningseffekt för dagvatten, samtidigt som det stödjer växtetablering – en komponent som visat sig vara central för rening av metaller, näringsämnen och organiska föroreningar (Blecken, et al., 2024) – finns det starka argument för att inkludera biokol i växtbäddskonstruktioner. Vidare förbättrar biokol LCA i systemet det används, i synnerhet då det kan ersätta mindre hållbara material och med kolsänkan inberäknad (Azzi, et al., 2022). Däremot är det tydligt att materialets egenskaper varierar kraftigt – varför svenska tillämpningar med fördel kunde kompletteras med egna tester av de biokol som finns tillgängliga på den lokala marknaden.

Flera studier tyder på att samkompostering av biokol och kompost påverkar både näringsinnehåll, växttillgänglighet och risken för näringsläckage från det färdiga materialet – något som diskuteras vidare i avsnitt 9.5. I projektets lakttest ingår bland annat substrat med samkomposterad kolkompost och resultaten diskuteras i kapitel 5-8.

9.5 Samkomposterad kolkompost

Samkompostering av biokol och organiskt material har flera dokumenterade fördelar – både för komposteringsprocessen och för den färdiga kolkomposten. Bland annat rapporteras ökad mikrobiell aktivitet, förbättrad fukthållande kapacitet, minskad näringsavgång samt lägre bulkdensitet. Metoden beskrivs också som mer effektiv än att tillföra biokol och kompost var för sig (João, et al., 2021).

För att uppnå önskade effekter är flera faktorer avgörande såsom biokolets inblandningsgrad, råmaterial och produktionsteknik samt partikelstorlek. En inblandning på 10–15 % anges som optimal i de flesta fall (João, et al., 2021). Samkomposterad kolkompost kan leda till långsammare näringsfrisättning och minska läckage av både näringsämnen och föroreningar – antingen från inkommande dagvatten eller från komposten själv (João, et al., 2021).

Gutiérrez-Fernández, et al. (2022) genomförde samkomposterings tester i mindre skala med kvävefattig kompost, vilket skiljer sig från många tidigare studier som främst fokuserat på kväverika komposter eller gödselmaterial. Deras resultat visade endast små eller icke signifikanta skillnader i själva komposteringsprocessen vid tillsats av biokol i ett material jämförbart med park- och trädgårdsavfall. Kväveförlusterna under komposteringsprocessen var låga i alla behandlingarna; rimligen på grund av låga ingående koncentrationer av kväve. Däremot noterades en långsammare frisättning av både nitrat och ammonium från den samkomposterade kolkomposten jämfört med den rena komposten när materialet väl var färdigkomposterat.

Det bör åter betonas att såväl biokol som kompost varierar i egenskaper beroende på ursprung och processparametrar, vilket gör analyser särskilt viktiga. Inom det Vinnovafinansierade projektet *Rest till Bäst* (Rest till Bäst, u.d.) deltog Telge Återvinning, som producerar både kompost från trädgårdsavfall och biokol från vedbaserade restströmmar i en batchanläggning. En försöksverksamhet med samkompostering startades upp inom ramen för projektet, men det framtagna materialet saknar ännu tydligt användningsområde – sannolikt på grund av att dess egenskaper och funktion i olika tillämpningar inte är tillräckligt kända. Upplevelsen var att

samkomposteringsprocessen gick snabbare än traditionell kompostering och det finns förhoppningar om att metoden kan minska luktproblemen vid återvinningscentralen (Jernå, 2025). I detta projekts laktester visade materialet lovande egenskaper och skulle därför vara intressant att testa i större skala, läs mer om resultaten i avsnitt 5-8.

10 Referenser

Ayiti, O. E. & Babalola, O. O., 2022. Factors Influencing Soil Nitrification Process and the Effect on Environmental Health. *Frontiers in Sustainable Food Systems*.

Azzi, E. S., Karlton, E. & Sundberg, C., 2022. Life cycle assessment of urban uses of biochar and case study in Uppsala, Sweden. *Biochar*, Volym 4.

Beryani, A. o.a., 2021. Survey of the operational status of twenty-six urban stormwater biofilter facilities in Sweden. *Journal of Environmental Management*.

Biswal, B. K., Vijayaraghavan, K., Tsen-Tieng, D. L. & Balasubramanian, R., 2022. Biochar-based bioretention systems for removal of chemical and microbial pollutants from stormwater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, Volym 422.

Blecken, G. o.a., 2024. *Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar*, Stockholm: Svenskt Vatten.

Blecken, G. & Viklander, M., 2022. *Rening av dagvatten i biofilter: Effekt av biokol som tillsats i filtermaterialet*, Luleå: Luleå tekniska universitet.

Brune, D., 2022. *Nitrogen in the Environment: Nitrification*. [Online]
Available at: <https://extension.missouri.edu/publications/wq254>
[Använd 03 10 2025].

EBC, 2022. *European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar*, Arbaz, Switzerland: European Biochar Foundation (EBC).

EBC, 2023. *European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar*, Frick, Switzerland: Carbon Standards International.

Egelberg, P. & Wold, S., 2021. *Utvärdering av regnbäddar – Testanläggningar Värmdövägen, u.o.: Slutrapport–NV-05802-20*.

Gutiérrez-Fernández, G. A., Bischoff, W.-A., Ricker, M. & Siebe, C., 2022. Co-composting of biochar and nitrogen-poor organic residues: Nitrogen losses and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Waste Management*, 19 02. Volym 143.

Göteborgs Stad, 2021. *Reningskrav för dagvatten*. [Online]
Available at: <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/2997f065-9532-4a05-9812-c0336237292e/Reningskrav+dagvatten+2021-03-11.pdf?MOD=AJPERES>
[Använd 05 05 2025].

Göteborgs Stad, 2025. *Teknisk Handbok 2025:1*. [Online]
Available at: <https://tekniskhandbok.goteborg.se/>
[Använd 02 10 2025].

Jernå, C., 2025. *Utredare [Intervju] (Mars 2025)*.

João, A. A., Xiao, S. & Hailin, Z., 2021. The roles of co-composted biochar (COMBI) in improving soil quality, crop productivity, and toxic metal amelioration. *Journal of Environmental Management*, Volym 277.

Larm, T. & Godecke, B., 2019. *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten*, u.o.: Svenskt Vatten AB.

Parmar, A., Nema, P. K. & Agarwal, T., 2014. Biochar production from agro-food industry residues: a sustainable approach for soil and environmental management. *Current Science*, Volym 107.

Pettersson Skog, A., Johansen, A., Farquharson, L. & Stenbeck, S., 2023. *Kvalitetskriterier för regnbäddssubstrat*, u.o.: RISE Rapport 2023:60. RISE Research Institutes of Sweden. .

Puro.earth, 2024. *Puro Standard Biochar Methodology*. [Online]
Available at: <https://puro.earth/>
[Använd 23 04 2024].

Rest till Bäst, u.d. *Rest till Bäst*. [Online]
Available at: <https://biokol.org/>

Reyes-Torres, M. o.a., 2018. A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, pp. 486-499.

Sæbø, A. & Ferrini, F., 2006. The use of compost in urban green areas – A review for practical application. *Urban Forestry & Urban Greening*, pp. 159-169.

Stockholms stad, 2017. *Växtbäddar i Stockholms stad – en handbok*, u.o.: Stockholms stad.

Tomczyk, A., Sokołowska, Z. & Boguta, P., 2020. *Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects*, u.o.: Reviews in Environmental Science and Bio/Technology.

Växjö Småland Airport, 2024. *Screena biokolstyper för att rena PFAS- projekt*. [Online]
Available at: <https://smalandairport.se/aktuellt/screena-biokolstyper-for-att-rena-pfas-projekt/>
[Använd 14 05 2025].

Xing, J., Xu, G. & Li, G., 2020. *Comparison of pyrolysis process, various fractions and potential soil applications between sewage sludge-based biochars and lignocellulose-based biochars*, u.o.: Ecotoxicology and Environmental Safety.

Bilaga A

Laktest 1

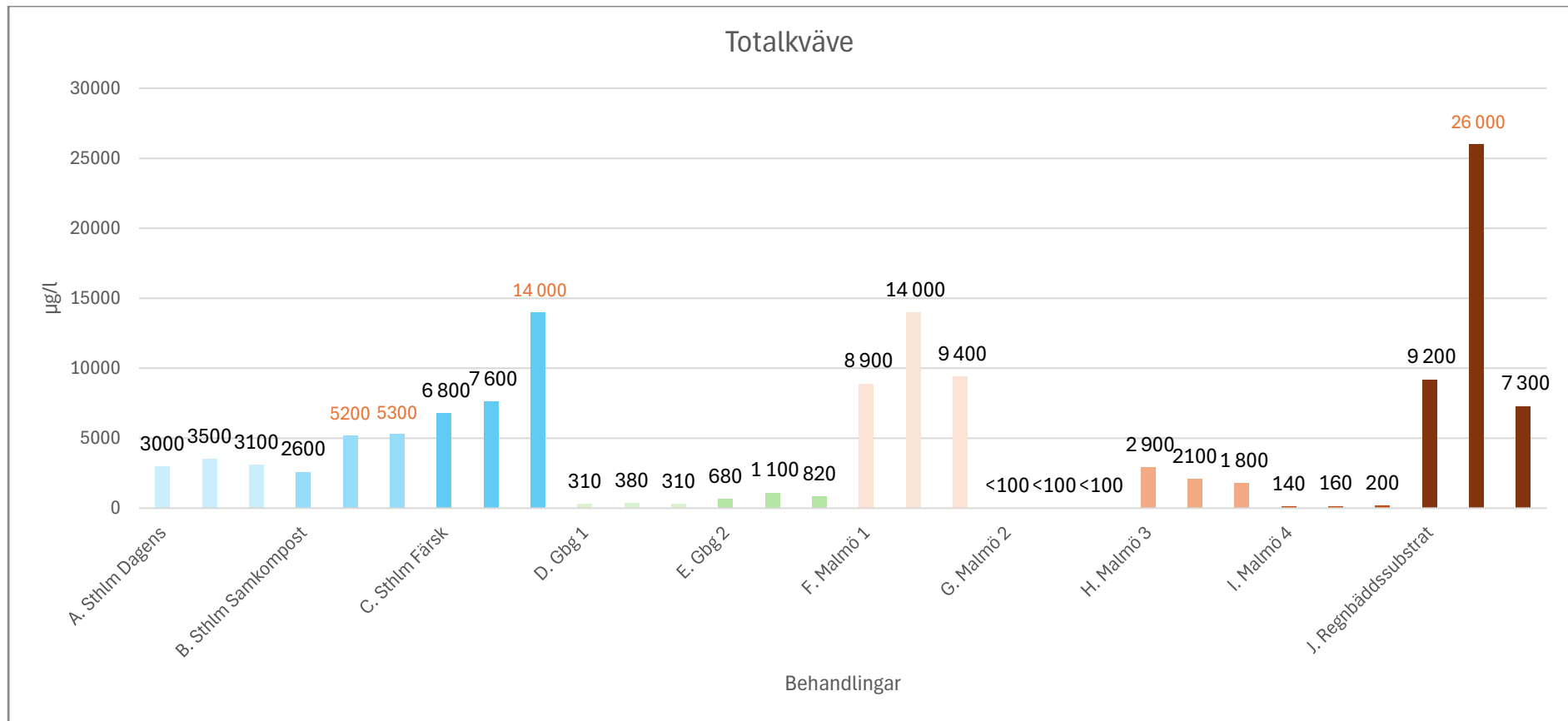
Nedan är tabell och grafer över data genererat i laktest 1.

TABELL 5 SAMTLIGA ANALYSRESULTAT FRÅN LAKTEST 1.

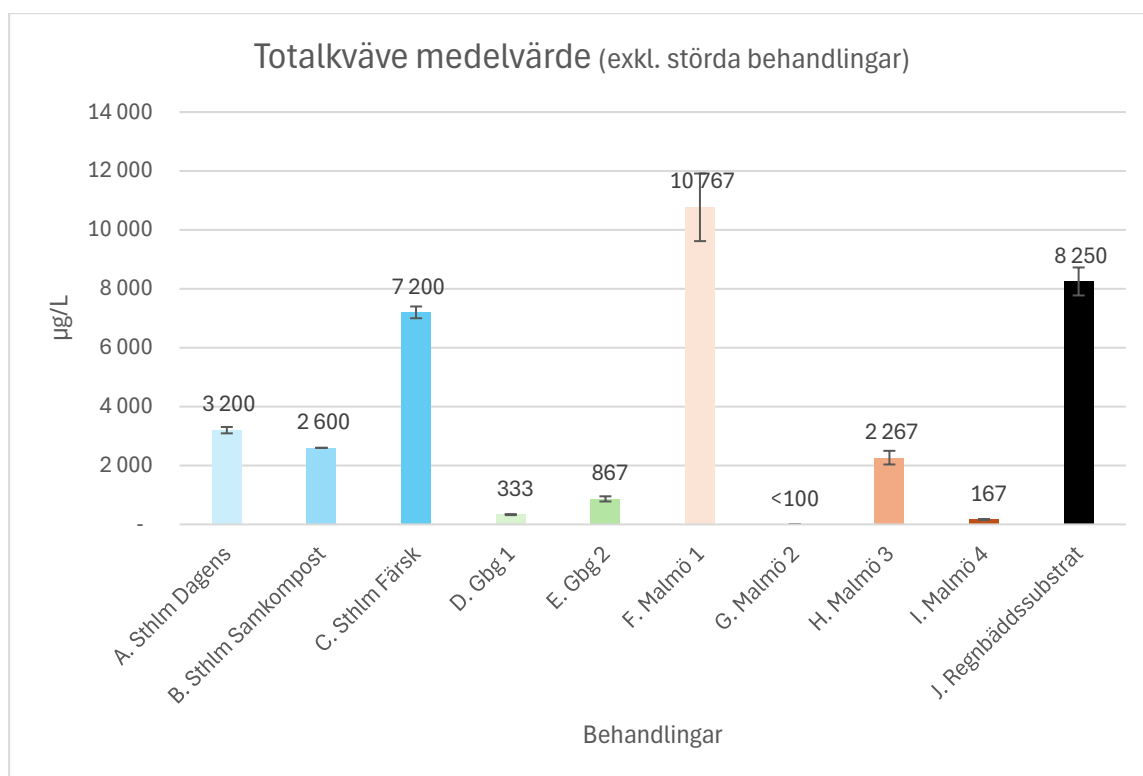
Nr	Totalkväve (µg/L)			Ammoniumkväve (µg/L)			Nitritkväve (µg/L)			Nitratkväve (µg/L)			Fosfatfosfor (µg/L)			Totalfosfor (µg/L)			pH			Ledningstal (mS/m)		
	Totalkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Ammoniumkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Nitritkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Nitratkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Fosfatfosfor (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Totalfosfor (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	pH	Medel	Standard-avvikelse	Ledningstal (mS/m)	Medel	Standard-avvikelse
A1.	3 000			<10			<1,0			<50			490			1 100			8,1			4,79		
A2.	3 500			<10			<1,0			<100			430			1 100			8,2			4,37		
A3.	3 100	3 200	216	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<100	<100	-	490	470	28	1 100	1 100	-	8,2	8,2	0,0	4,98	4,7	0,3
B1.	2 600			<10			<1,0			630			620			930			7,8			7,58		
B2.*	5 200			<10			<1,0			600			780			1 500			8,1			8,19		
B3.*	5 300	4 367	1 250	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	650	627	21	930	777	127	1 800	1 410	361	8,2	8,0	0,2	9,2	8,3	0,7
C1.	6 800			<10			<1,0			160			540			1 800			8			5,03		
C2.	7 600			<10			<1,0			160			620			2 000			8,2			5,97		
C3.*	14 000	9 467	3 222	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	150	157	5	780	647	100	4 100	2 633	1 040	8,6	8,3	0,2	6,91	6,0	0,8
D1.	310			<10			<1,0			<50			76			160			7			<2		
D2.	380			<10			<1,0			<50			86			250			7,1			<2		
D3.	310	333	33	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	50	50	-	64	75	9	170	193	40	6,9	7,0	0,1	<2	<2	-
E1.	680			<10			1,1			240			220			290			7,3			4,31		
E2.	1 100			<10			<1,0			190			260			530			7,6			4,66		
E3.	820	867	175	<10	<10	-	2	1,4	0,4	260	230	29	230	237	17	370	397	100	7,5	7,5	0,1	4,46	4,5	0,1
F1.	8 900			<10			<1,0			5 100			1 900			2 500			7,5			17,8		
F2.	14 000			<10			<1,0			5 700			2 100			3 500			7,7			19,4		
F3.	9 400	10 767	2 295	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	4 600	5 133	450	1 500	1 833	249	2 300	2 767	525	7,6	7,6	0,1	15,9	17,7	1,4
G1.	<100			<10			<1,0			<10			<2			38			6,9			<2		
G2.	<100			<10			<1,0			<10			<2			14			6,8			<2		
G3.	<100	<100	-	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	<2	<2	-	38	30	11	6,8	6,8	0,0	<2	<2	-
H1.	2 900			<10			79			360			310			580			7,2			2,95		
H2.	2 100			43			70			340			270			440			7,2			2,98		
H3.	1 800	2 267	464	63	53,0	10	77	75,3	3,9	320	340	16	250	277	25	400	473	77	7,1	7,2	0,0	2,76	2,9	0,1
I1.	140			<10			<1,0			64			9,6			43			7,3			<2		
I2.	160			<10			<1,0			58			<2			51			7,1			<2		
I3.	200	167	25	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	61	61	2	<2	5	4	39	44	5	7	7,1	0,1	<2	<2	-
J1.	9 200			<10			<1,0			3 100			980			2 200			8,3			19,1		
J2.*	26 000			<10			<1,0			3 000			1 000			5 600			8,3			19		
J3.	7 300	14 167	8 403	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	3 100	3 067	47	840	940	71	1 700	3 167	1 733	8,3	8,3	-	17,9	18,7	0,5

*/orange siffra: utlopp i cylindern täpptes till och substratet stördes under försöket för att få loss stoppet. Kan ha påverkat resultaten.

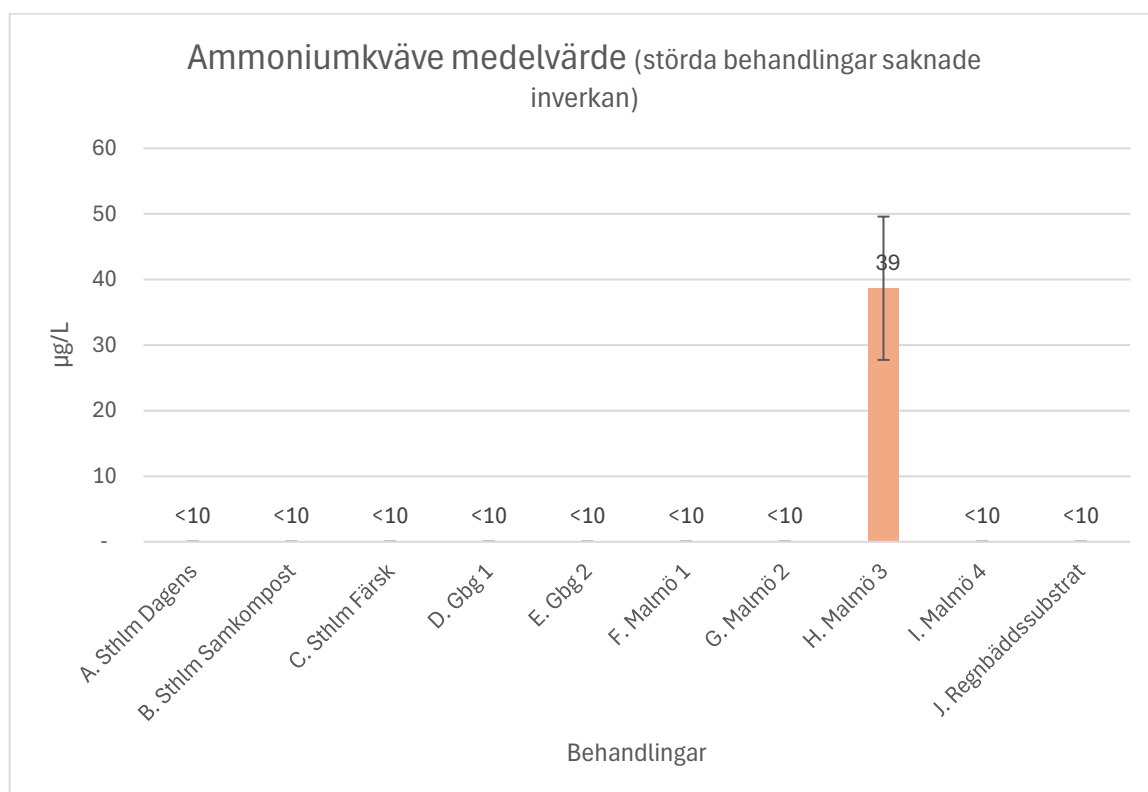
Understruken siffra: en eller flera av replikaten har värden under detektionsgräns varför medelvärde och standardavvikelse ej kan anges med säkerhet.



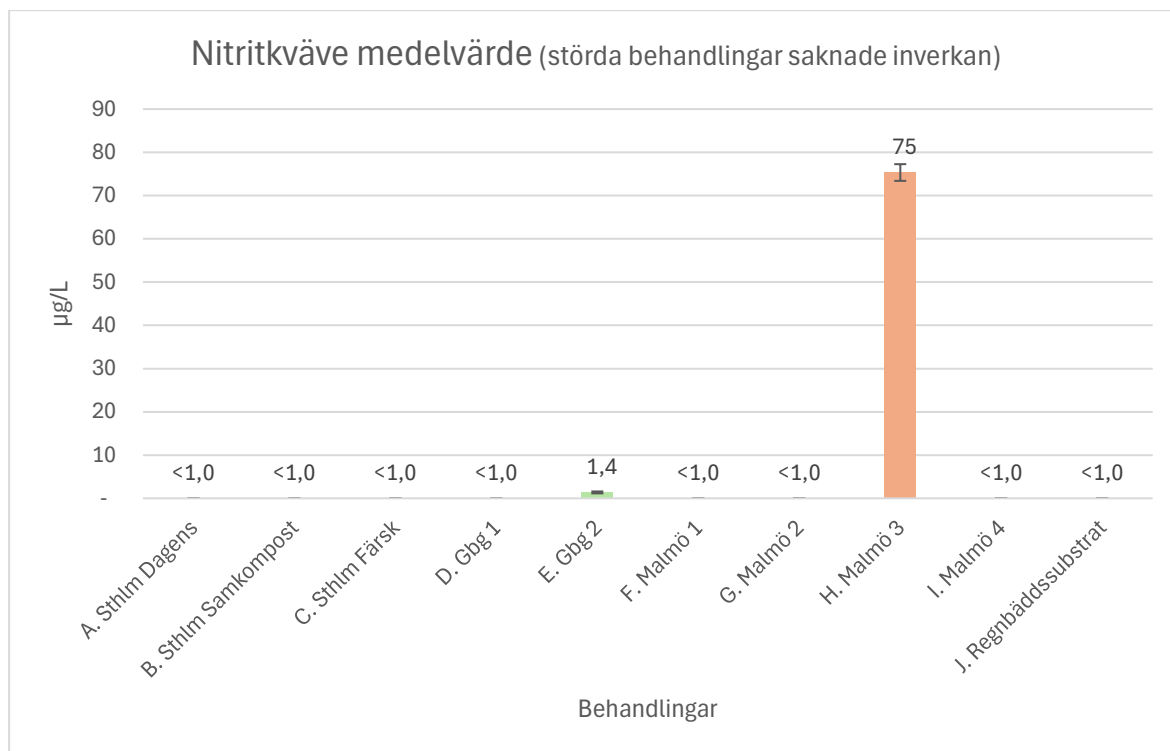
FIGUR 18 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE OCH UTMÄRKER SIG GENOM ATT VARA HÖGRE (CA DUBBELT) ÄN DE OPÅVERKADE REPLIKATEN.



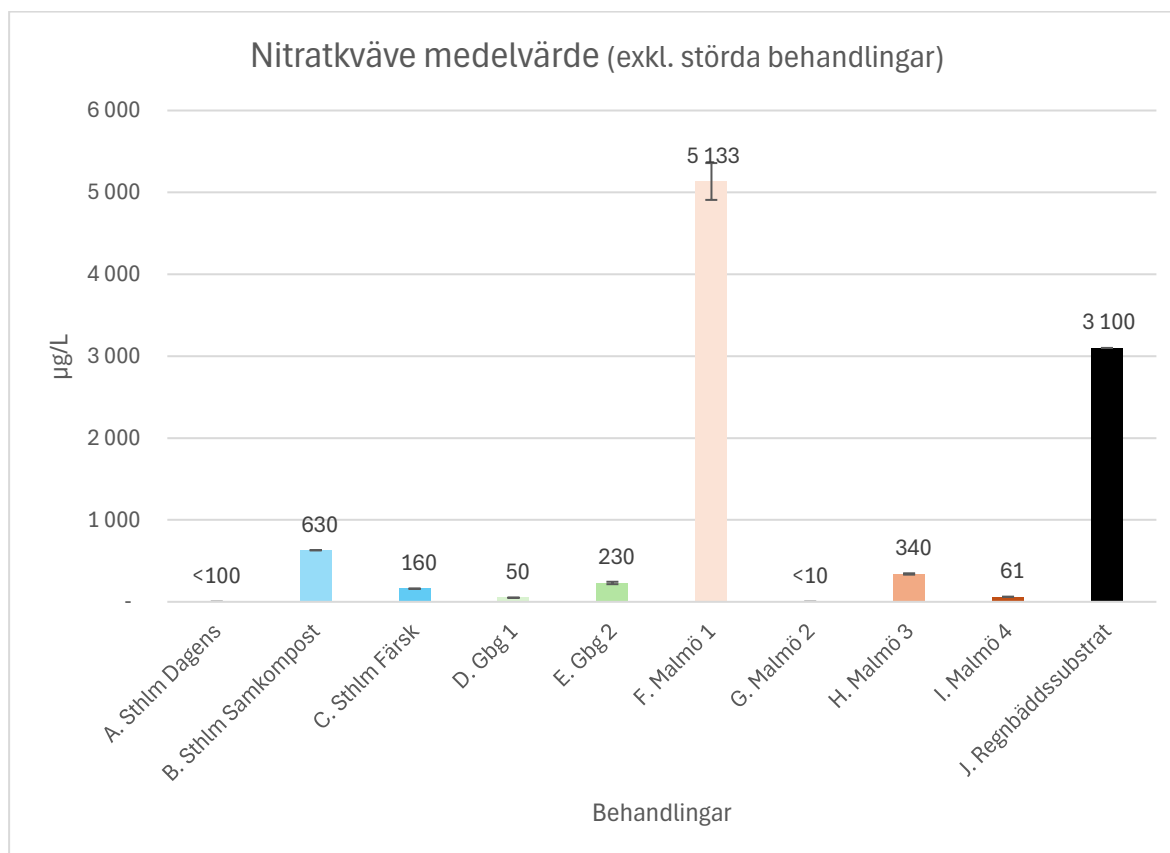
FIGUR 19 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN SOM DE UTGÖR.



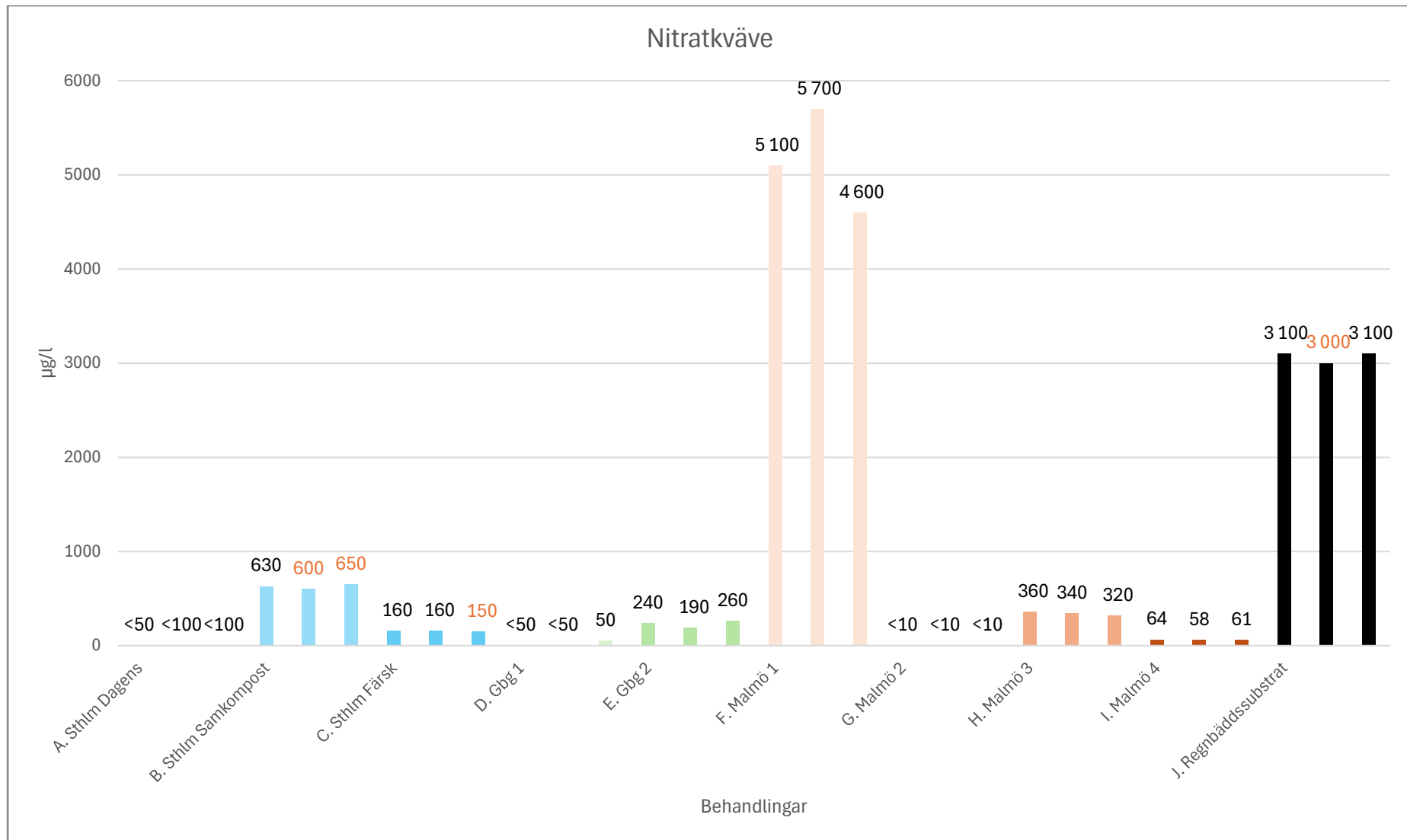
FIGUR 20 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV AMMONIUMKVÄVE FRÅN LAKTEST 1. (RESULTAT FRÅN STÖRDA BEHANDLINGAR HADE INGEN INVERKAN.)



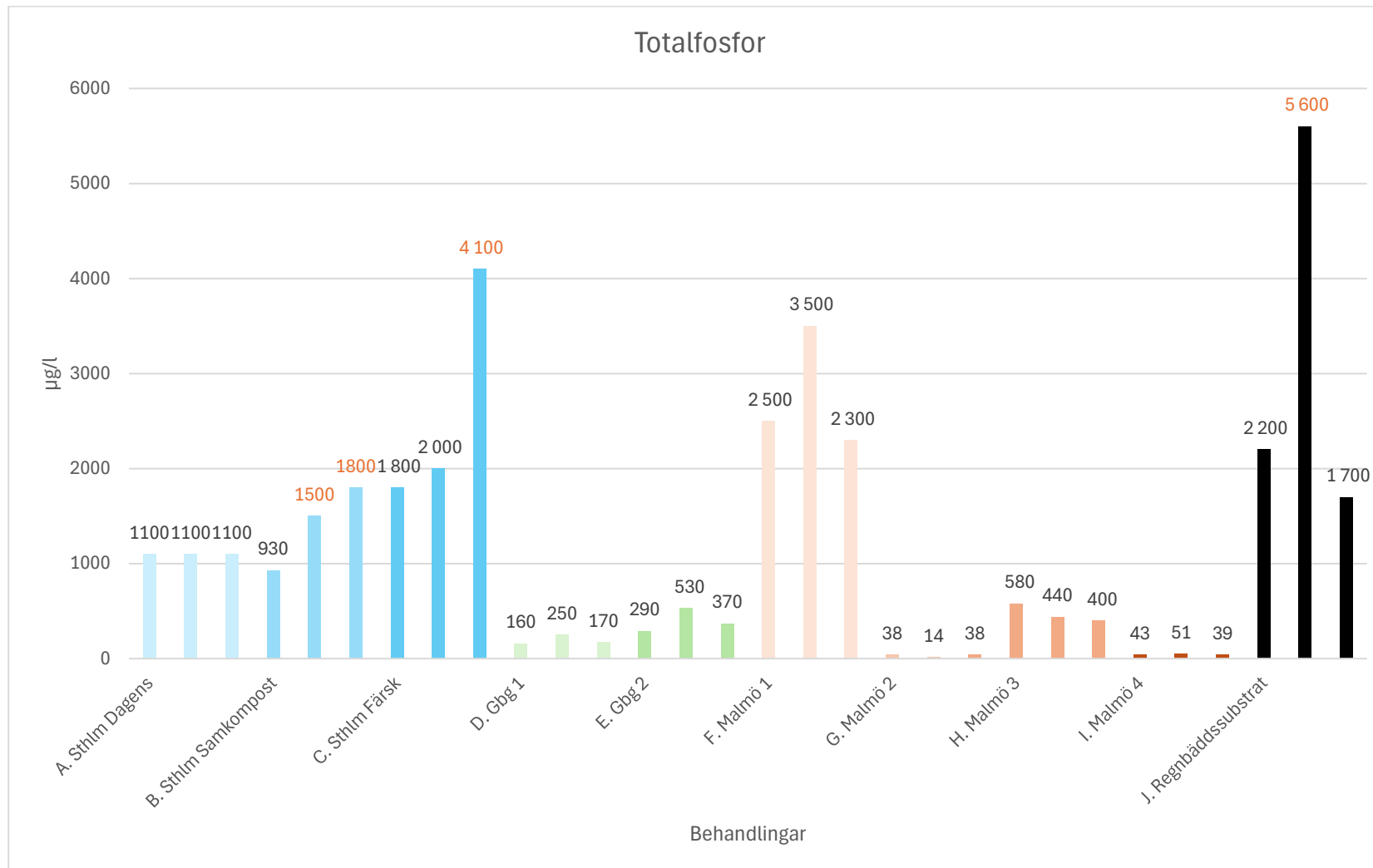
FIGUR 21 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV NITRIKVVÄVE FRÅN LAKTEST 1. (RESULTAT FRÅN STÖRDA BEHANDLINGAR HADE INGEN INVERKAN.)



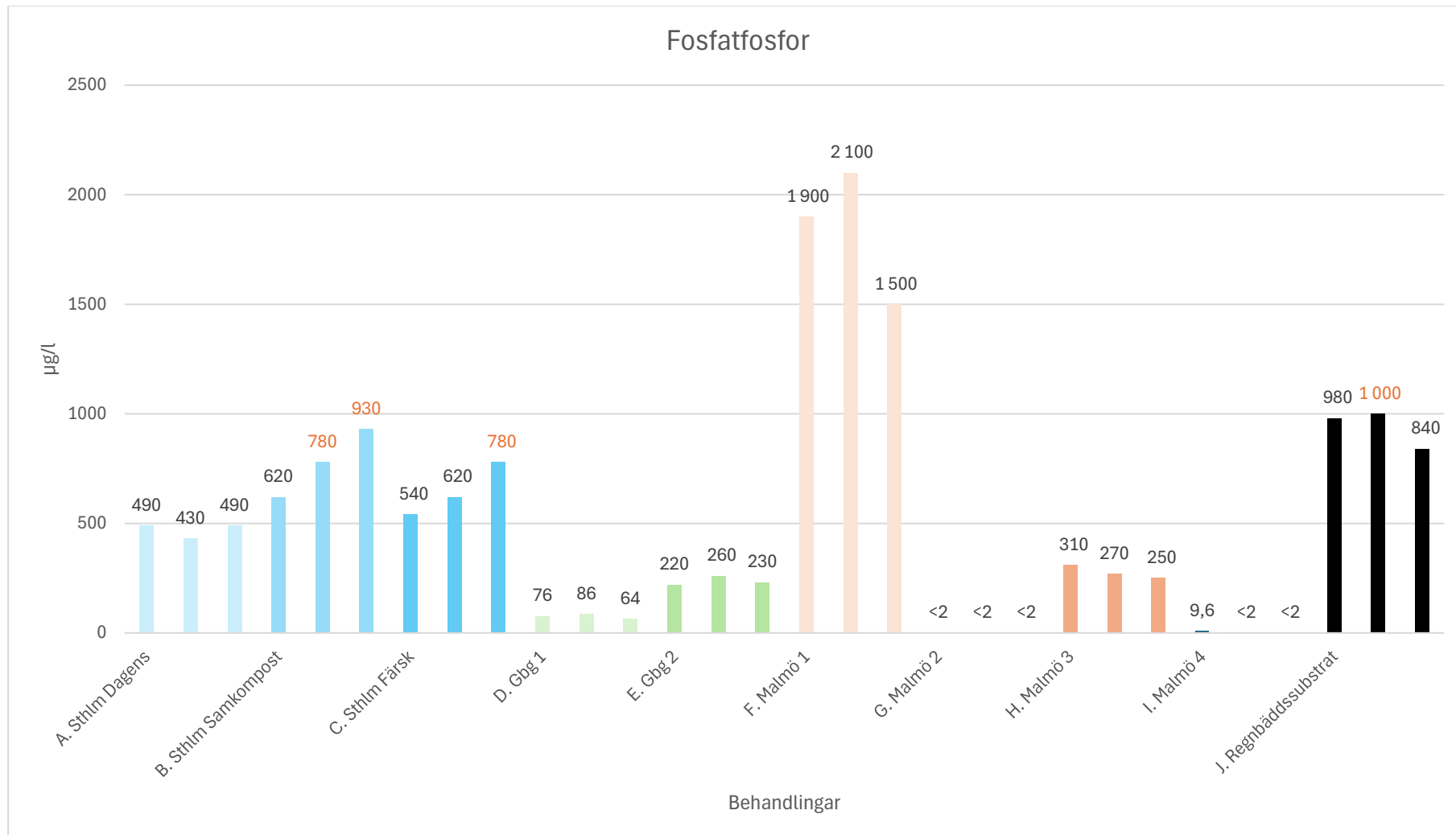
FIGUR 22 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV NITRATKVÄVE FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDETS ÄVEN OM DATAN SÅG OPÅVERKAD UT.



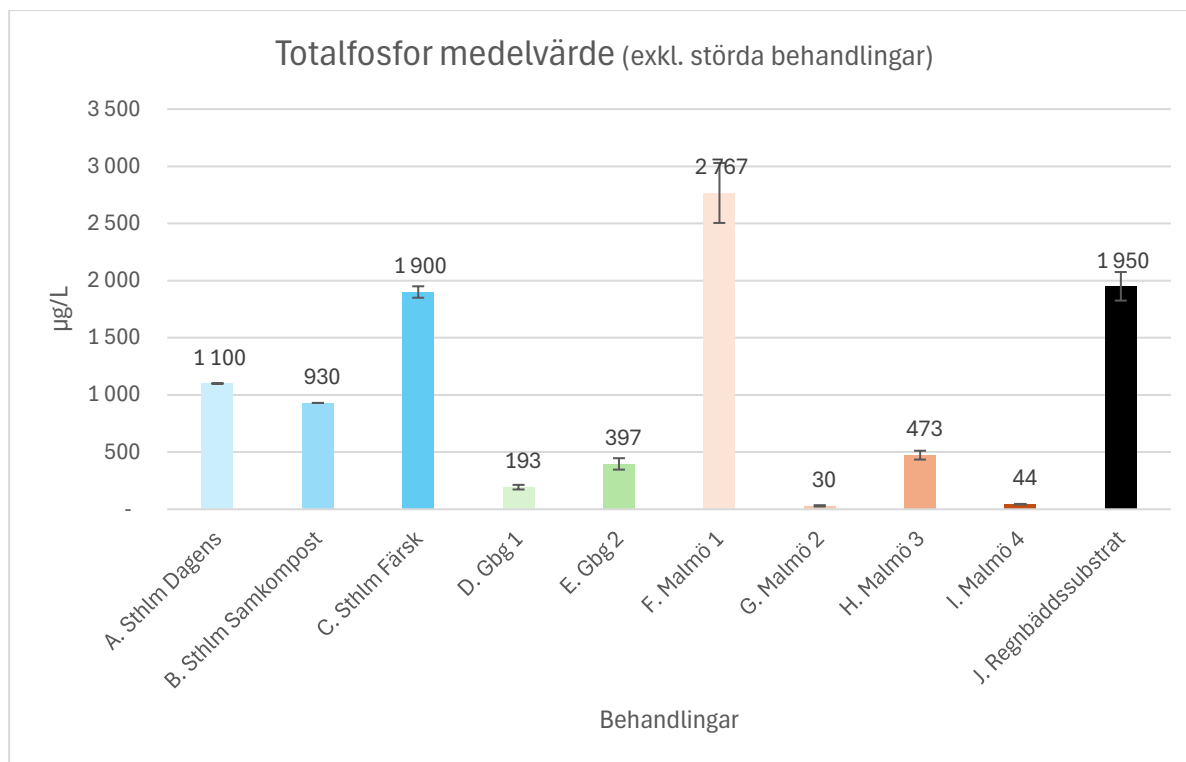
FIGUR 23 DATA ÖVER LÄCKAGE AV NITRATKVÄVE FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE MEN SER JÄMNA UT JÄMFÖRT DE OPÅVERKADE REPLIKATEN. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS I BEHANDLING A OCH D PGA STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



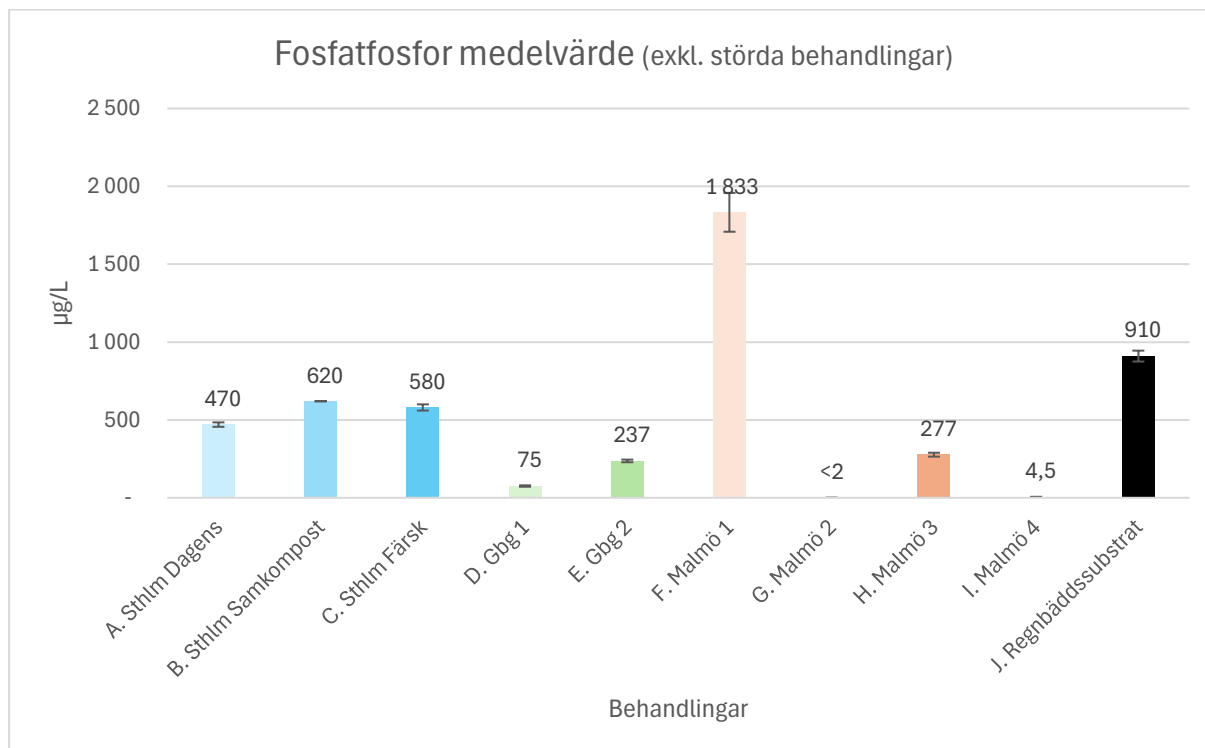
FIGUR 24 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE OCH UTMÄRKER SIG GENOM ATT VARA HÖGRE (CA DUBBELT) ÄN DE OPÅVERKADE REPLIKATEN.



FIGUR 25 DATA ÖVER LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



FIGUR 26 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR.



FIGUR 27 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 1. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR.

Laktest 2

Nedan är tabell och grafer över data genererat i laktest 2. Då samtliga behandlingar visade halter under detektionsgränsen (<10 µg/L) för ammoniumkväve har denna graf uteslutits. Även nitritkväve låg under detektionsgränsen (<1 µg/L) efter att de störda behandlingarna exkluderats, varför även denna graf har utelämnats.

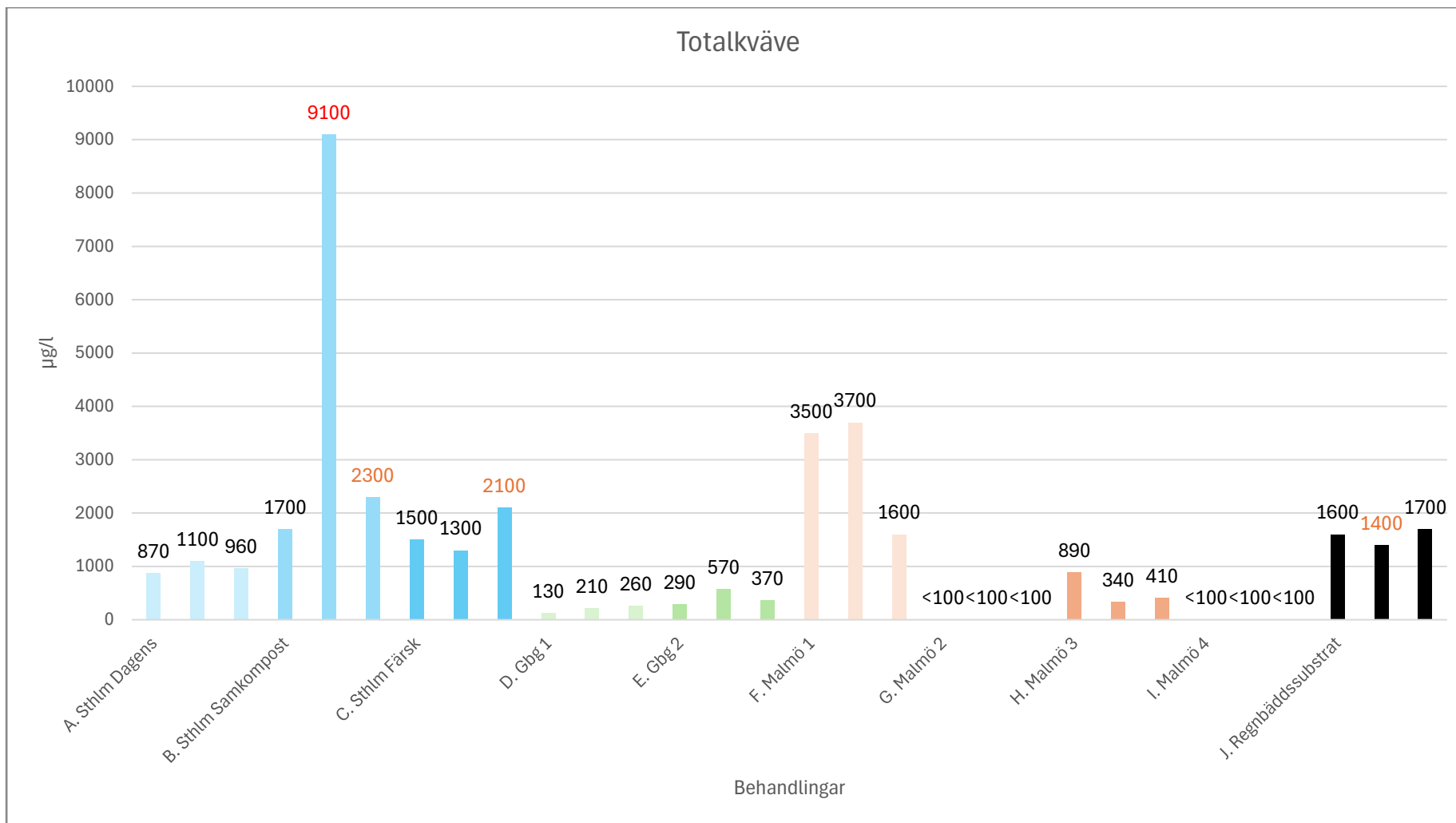
TABELL 6 SAMTLIGA ANALYSRESULTAT FRÅN LAKTEST 2.

Nr	Totalkväve (µg/L)			Ammoniumkväve (µg/L)			Nitritkväve (µg/L)			Nitratkväve (µg/L)			Fosfatfosfor (µg/L)			Totalfosfor (µg/L)			pH			Ledningstal (mS/m)		
	Totalkväve (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	Ammoniumkväve (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	Nitritkväve (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	Nitratkväve (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	Fosfatfosfor (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	Totalfosfor (µg/L)	Medel	Standardavvikelse	pH	Medel	Standardavvikelse	Ledningstal (mS/m)	Medel	Standardavvikelse
A1.	870			<10			<1,0			<50			240			380			7,2			2,26		
A2.	1 100			<10			<1,0			<50			220			420			7,4			2,20		
A3.	960	977	95	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<50	<50	-	270	243	21	430	410	22	7,5	7,4	0,1	2,66	2,4	0,2
B1.	1 700			<10			<1,0			610			380			560			7,2			3,25		
B2.*	9 100			<10			<1,0			450			650			2 000			7,6			4,37		
B3.**	2 300	4 367	3 356	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	380	480	96	330	453	141	730	1 097	643	7,3	7,4	0,2	3,00	3,5	0,6
C1.	1 500			<10			<1,0			64			280			530			7,3			2,43		
C2.	1 300			<10			<1,0			50			290			480			7,3			2,51		
C3.**	2 100	1 633	340	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<50	55	7	250	273	17	680	563	85	7,6	7,4	0,1	2,41	2,5	0,0
D1.	130			<10			<1,0			<10			28			68			6,6			<2		
D2.	210			<10			<1,0			28			65			110			6,8			<2		
D3.	260	200	54	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	48	29	16	59	51	16	140	106	30	6,9	6,8	0,1	<2	<2	-
E1.	290			<10			<1,0			120			150			280			7,1			2,26		
E2.	570			<10			<1,0			88			180			320			7,2			2,47		
E3.	370	410	118	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	98	102	13	140	157	17	230	277	37	7,2	7,2	0,0	2,16	2,3	0,1
F1.	3 500			<10			<1,0			270			920			1 400			7,4			5,16		
F2.	3 700			<10			<1,0			400			1 000			1 500			7,4			5,89		
F3.	1 600	2 933	946	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	220	297	76	570	830	187	790	1 230	314	7,3	7,4	0,0	3,61	4,9	1,0
G1.	<100			<10			<1,0			<10			2,8			12			6,6			<2		
G2.	<100			<10			<1,0			<10			<2			11			6,5			<2		
G3.	<100	<100	-	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	<2	2,3	0,4	8,2	10	2	6,5	6,5	0,0	<2	<2	-
H1.	890			<10			<1,0			100			140			230			6,9			<2		
H2.	340			<10			<1,0			100			85			120			6,8			<2		
H3.	410	547	244	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	160	120	28	82	102	27	120	157	52	6,8	6,8	0,0	<2	<2	-
I1.	<100			<10			<1,0			<10			5,9			18			6,9			<2		
I2.	<100			<10			<1,0			<10			5,6			28			6,8			<2		
I3.	<100	<100	-	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	5,0	5,5	0,4	17	21	5	6,8	6,8	0,0	<2	<2	-
J1.	1 600			<10			<1,0			<100			500			970			7,8			6,69		
J2.**	1 400			<10			1,0			<10			340			570			7,8			6,27		
J3.	1 700	1 567	125	<10	<10	-	<1,0	1,00	-	<100	<100	-	490	443	73	820	787	165	7,8	7,8	-	6,39	6,5	0,2

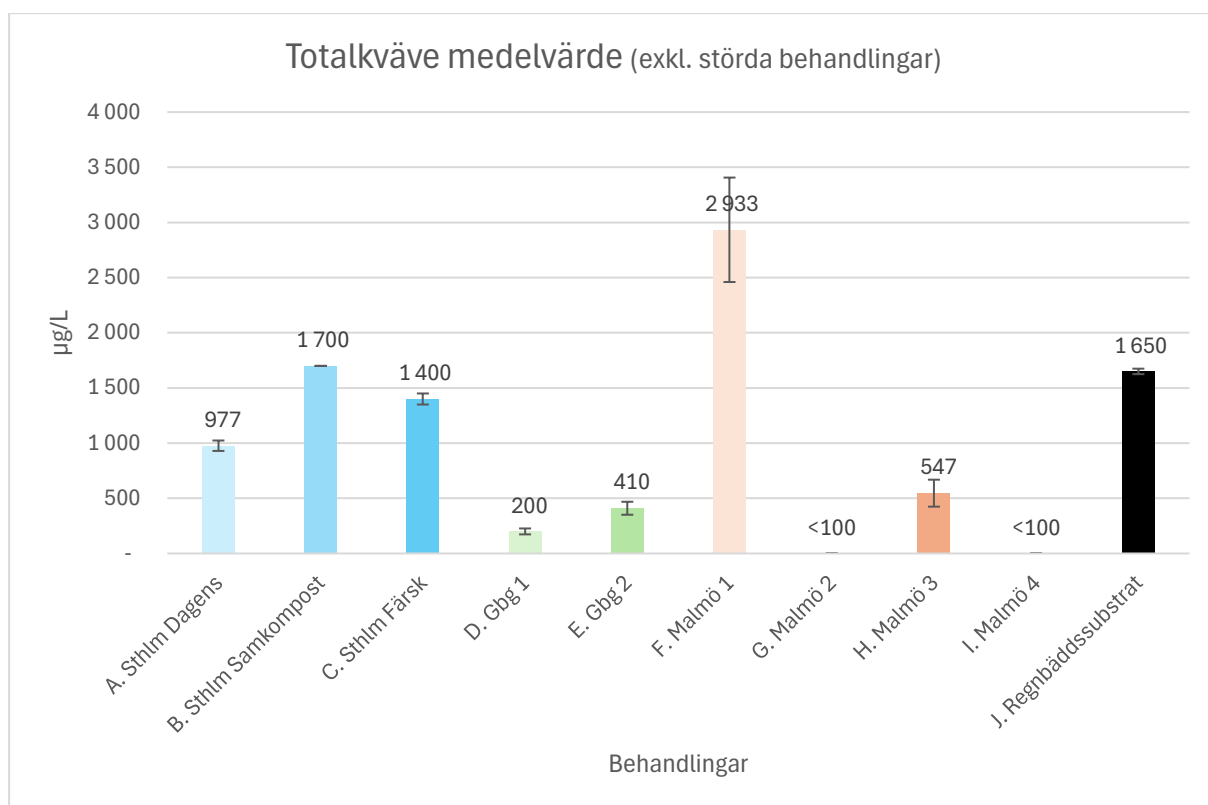
*/röda siffror: stördes under Laktest 1 och 2

**/orange siffror: stördes under Laktest 1

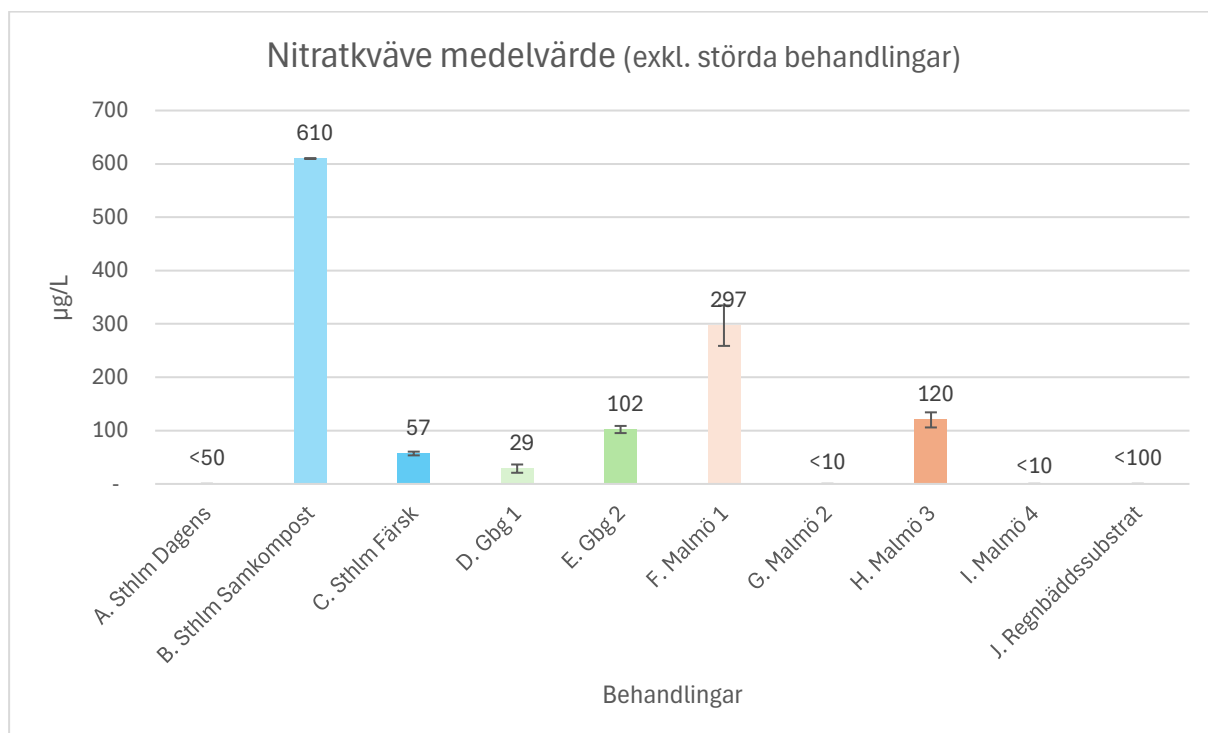
Understruken siffror: en eller flera av replikaten har värden under detektionsgräns varför medelvärde och standardavvikelse ej kan anges med säkerhet.



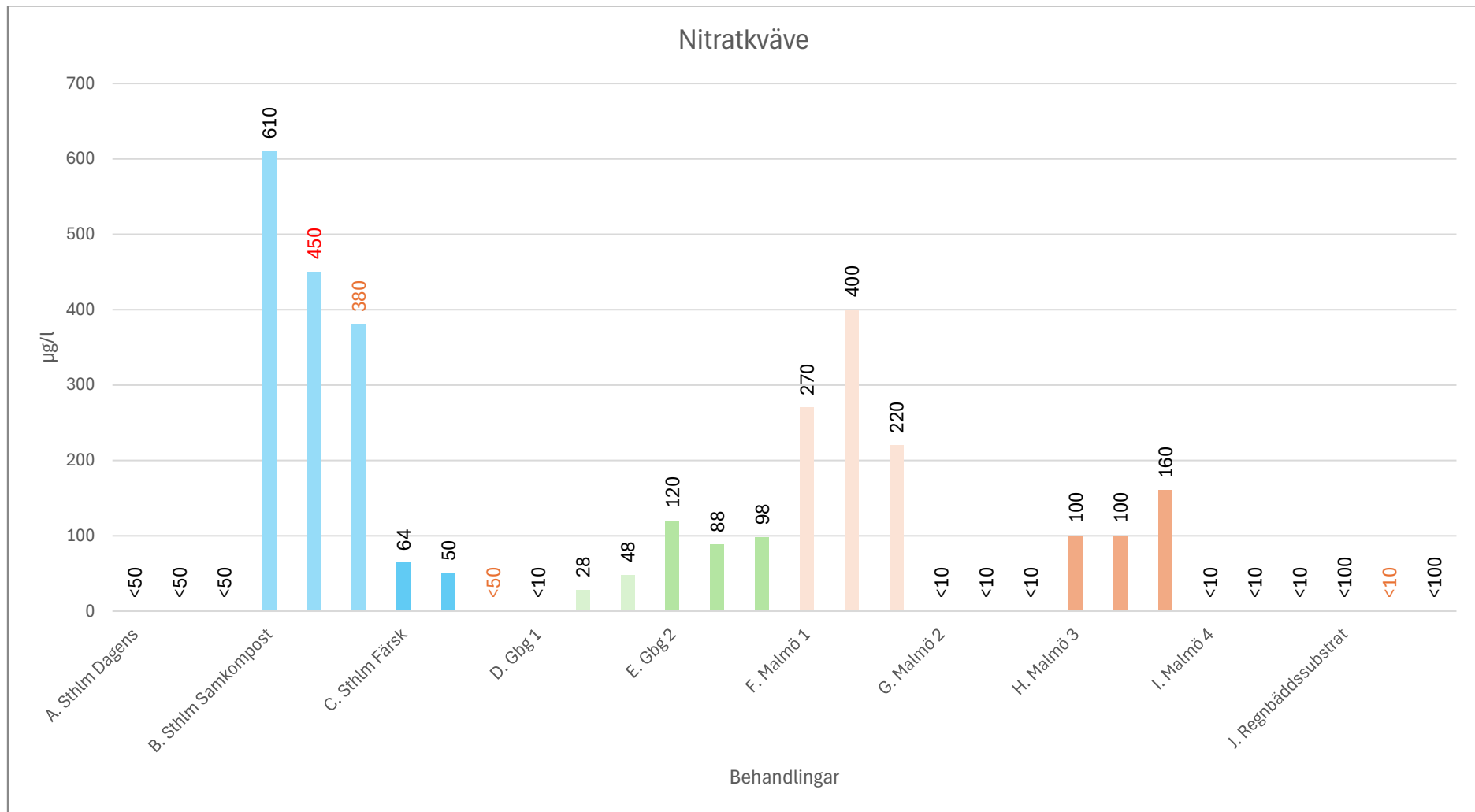
FIGUR 28 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 2. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



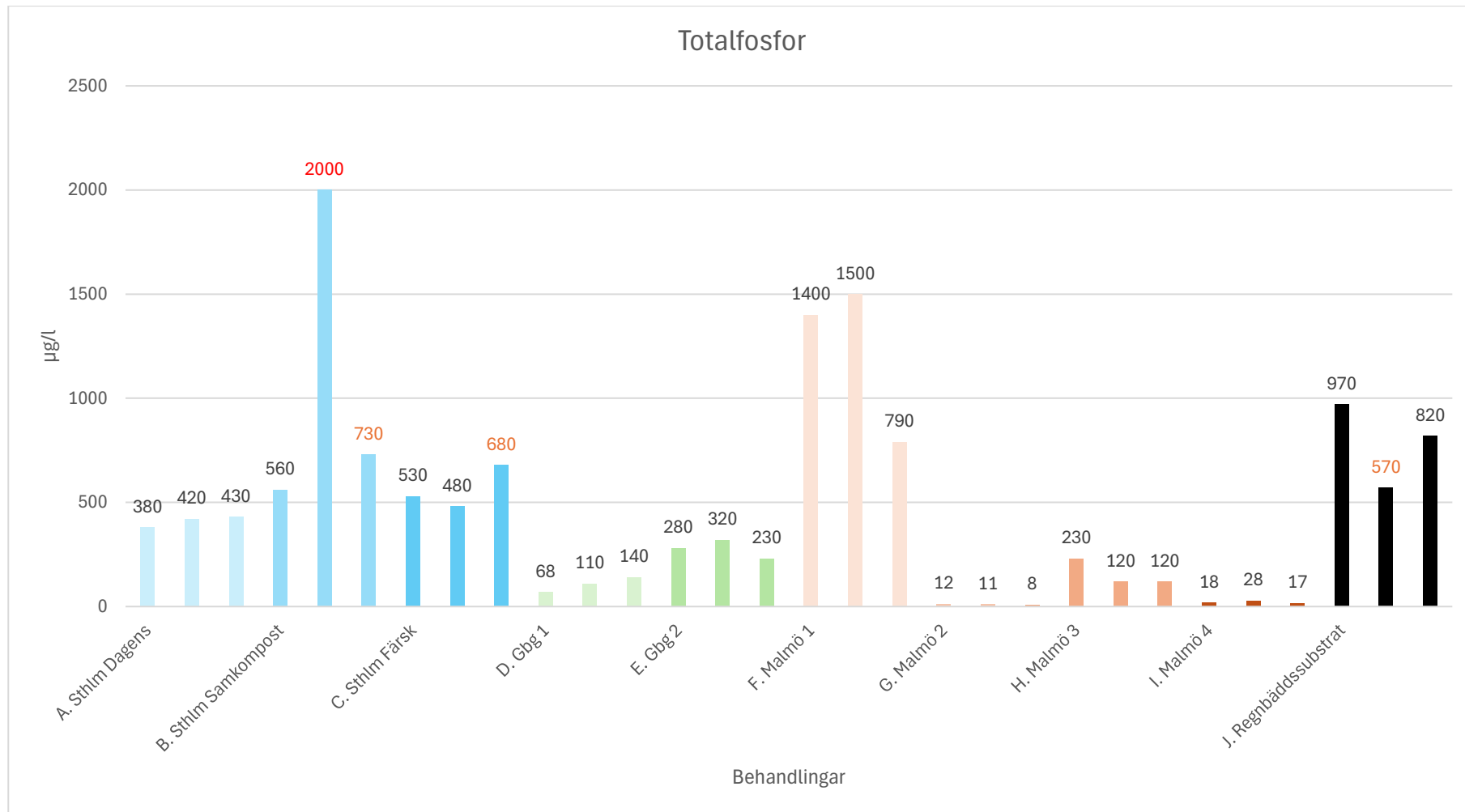
FIGUR 29 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 2. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR.



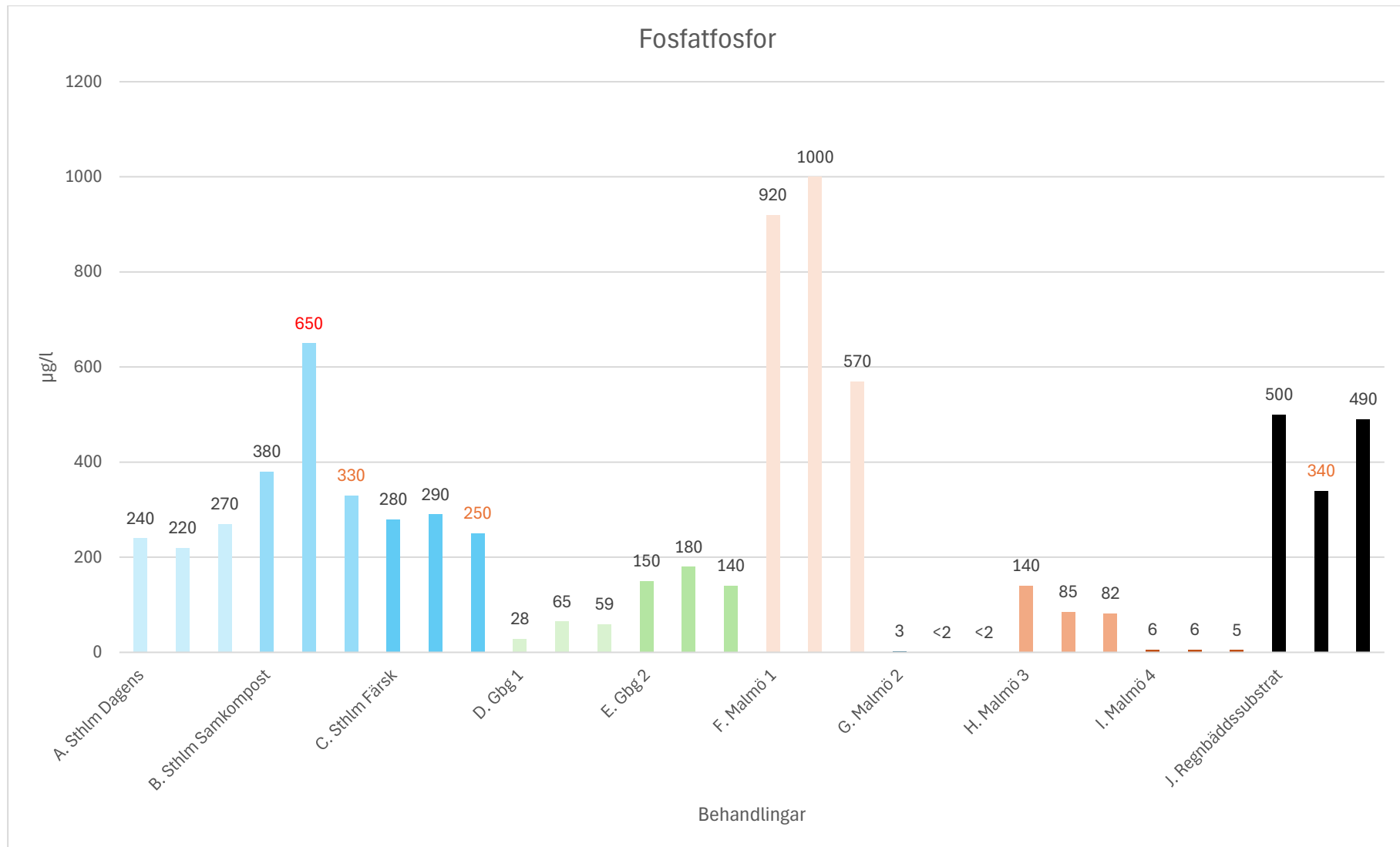
FIGUR 30 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV NITRA TKVÄVE FRÅN LAKTEST 2. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS I BEHANDLING A OCH J PÅ STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



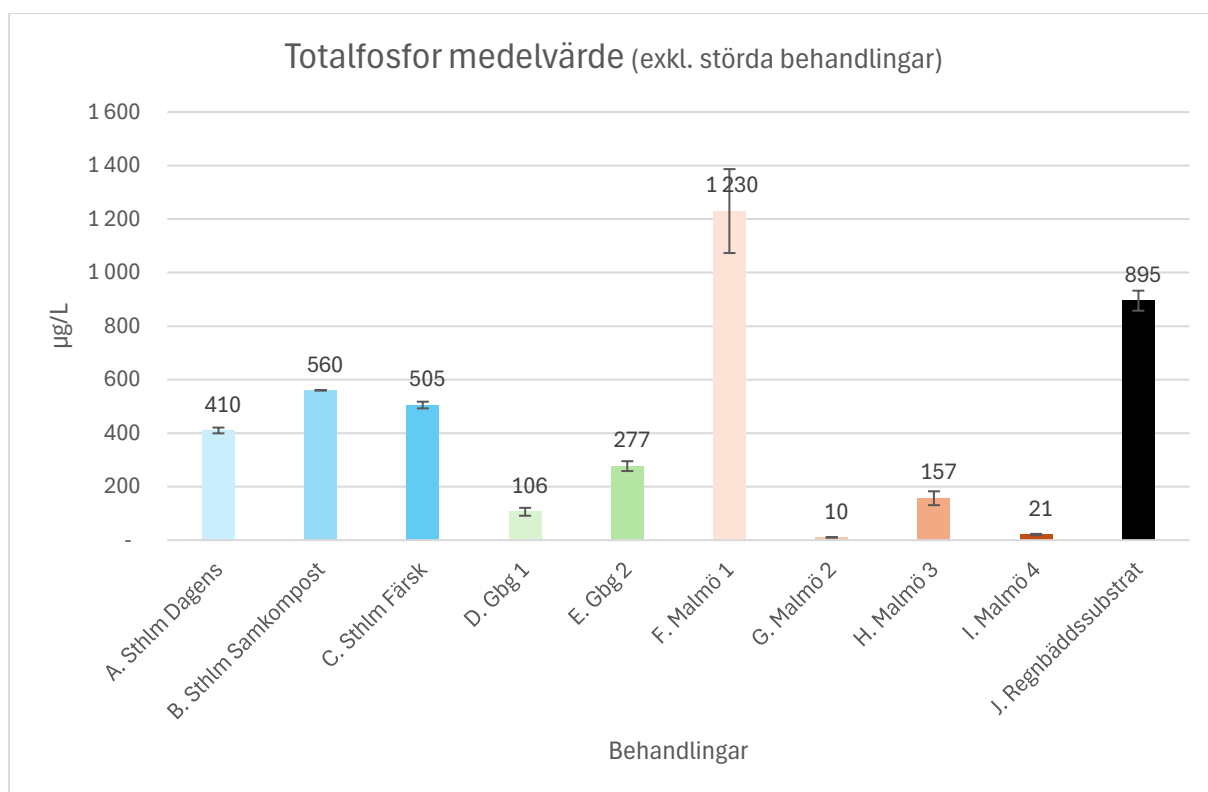
FIGUR 31 DATA ÖVER LÄCKAGE AV NITRATKVÄVE FRÅN LAKTEST 2. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS I BEHANDLING A, C OCH J PÅ STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



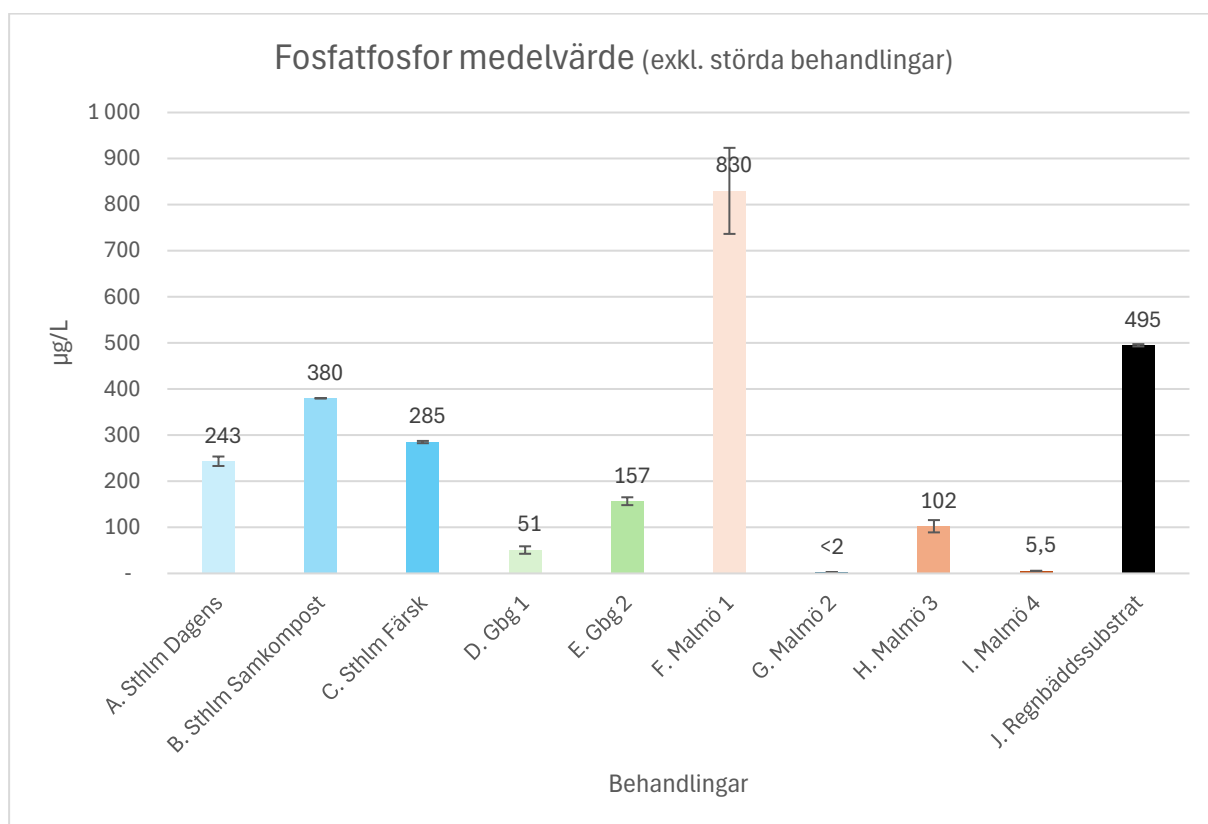
FIGUR 32 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 2. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



FIGUR 33 DATA ÖVER LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 2. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT OCH LIGGER HÖGRE ÄN REPLIKATEN. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE OCH LIGGER LÄGRE ÄN REPLIKATEN.



FIGUR 34 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 2. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR.



FIGUR 35 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 2. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR.

Laktest 3

Nedan är tabell och grafer över data genererat i laktest 3. Då samtliga behandlingar visade halter under detektionsgränsen (<10 µg/L) för ammoniumkväve har denna graf uteslutits.

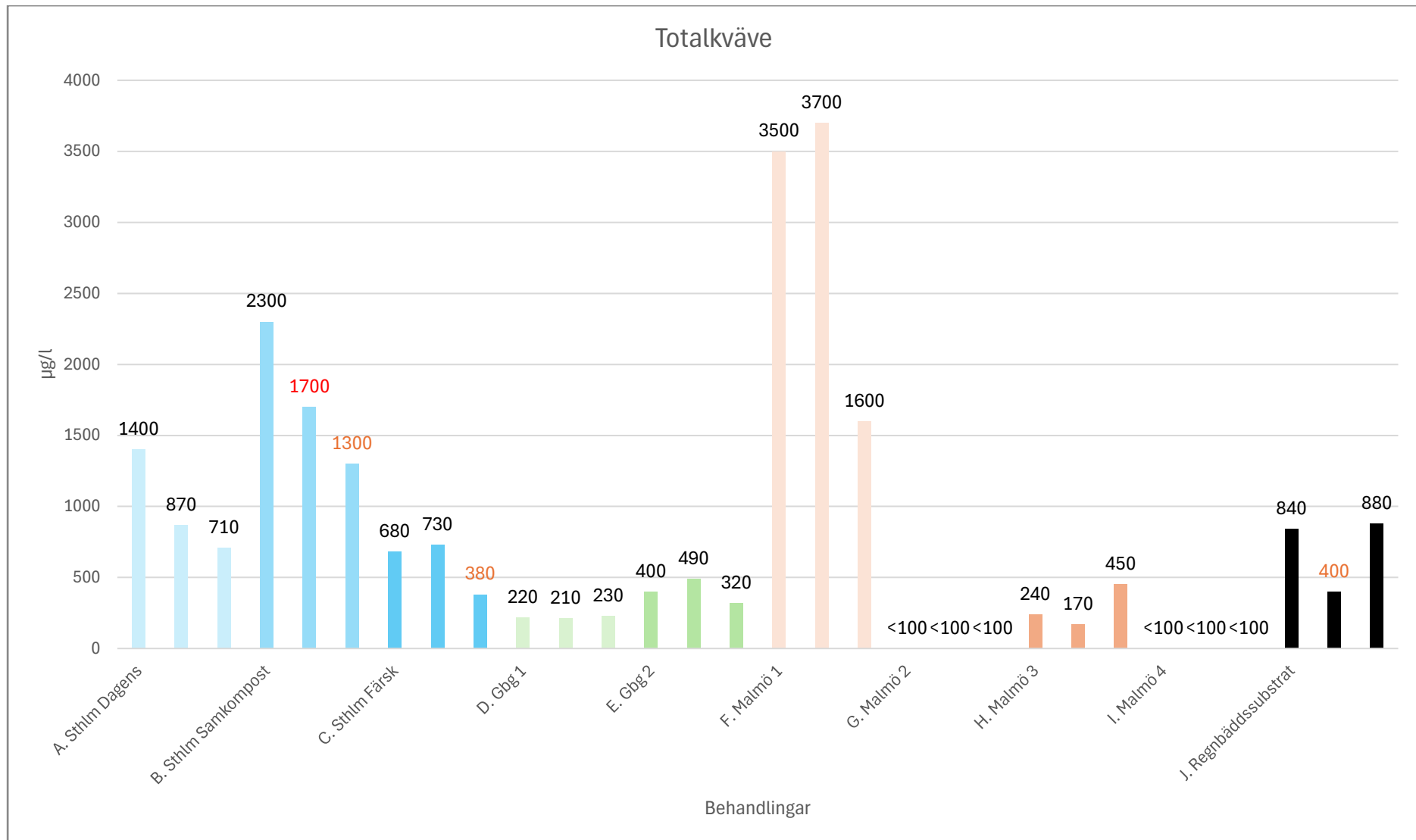
TABELL 7 SAMTLIGA ANALYSRESULTAT FRÅN LAKTEST 3.

Nr	Totalkväve (µg/L)			Ammoniumkväve (µg/L)			Nitritkväve (µg/L)			Nitratkväve (µg/L)			Fosfatfosfor (µg/L)			Totalfosfor (µg/L)			pH			Ledningstal (mS/m)		
	Totalkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Ammoniumkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Nitritkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Nitratkväve (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Fosfatfosfor (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	Totalfosfor (µg/L)	Medel	Standard-avvikelse	pH	Medel	Standard-avvikelse	Ledningstal (mS/m)	Medel	Standard-avvikelse
A1.	1400			<10			<1,0			75			240			430			7,2			<2		
A2.	870			<10			<1,0			<50			170			290			7,3			<2		
A3.	710	993	295	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	57	61	11	200	203	29	290	337	66	7,3	7,3	0,0	<2	<2	-
B1.	2300			<10			<1,0			1100			310			420			7,1			3,13		
B2.*	1700			<10			<1,0			660			290			380			7,1			2,31		
B3.**	1300	1767	411	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	920	893	181	250	283	25	290	363	54	7,1	7,1	0,0	2,58	2,7	0,3
C1.	680			<10			<1,0			170			190			240			7,2			<2		
C2.	730			<10			<1,0			72			190			230			7,1			<2		
C3.**	380	597	155	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	23	97	52	120	167	33	170	213	31	7,1	7,1	0,0	<2	<2	-
D1.	220			<10			<1,0			<10			40			120			6,7			<2		
D2.	210			<10			<1,0			<10			50			130			6,8			<2		
D3.	230	220	8	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	70	53	12	140	130	8	6,9	6,8	0,1	<2	<2	-
E1.	400			<10			<1,0			33			110			180			7,1			<2		
E2.	490			<10			<1,0			53			150			220			7,2			2,05		
E3.	320	403	69	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	35	40	9	99	120	22	140	180	33	7	7,1	0,1	<2	2,0	-
F1.	1400			<10			<1,0			290			470			560			7,2			2,78		
F2.	1600			<10			1,8			450			640			840			7,2			3,86		
F3.	1100	1367	205	<10	<10	-	<1,0	1,3	0,4	240	327	90	360	490	115	440	613	168	7,1	7,2	0,0	2,67	3,1	0,5
G1.	<100			<10			<1,0			<10			2,5		<5			6,4			<2			
G2.	<100			<10			<1,0			<10			2		<5			6,4			<2			
G3.	<100	<100	-	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	<2	2,2	0,2	<5	<5	-	6,4	6,4	0,0	<2	<2	-
H1.	240			<10			<1,0			22			69			84			6,9			<2		
H2.	170			<10			<1,0			11			58			74			6,7			<2		
H3.	450	287	119	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	25	19	6	73	67	6	130	96	24	6,8	6,8	0,1	<2	<2	-
I1.	<100			<10			<1,0			<10			5,8			18			6,8			<2		
I2.	<100			<10			<1,0			<10			8,1			16			6,6			<2		
I3.	<100	<100	-	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<10	<10	-	4,6	6,2	1,5	18	17	1	6,5	6,6	0,1	<2	<2	-
J1.	840			<10			<1,0			<50			59			390			7,7			4,75		
J2.**	400			<10			<1,0			<10			180			230			7,7			3,67		
J3.	880	707	217	<10	<10	-	<1,0	<1,0	-	<50	<50	-	280	173	90	380	333	73	7,7	7,7	-	4,51	4,3	0,5

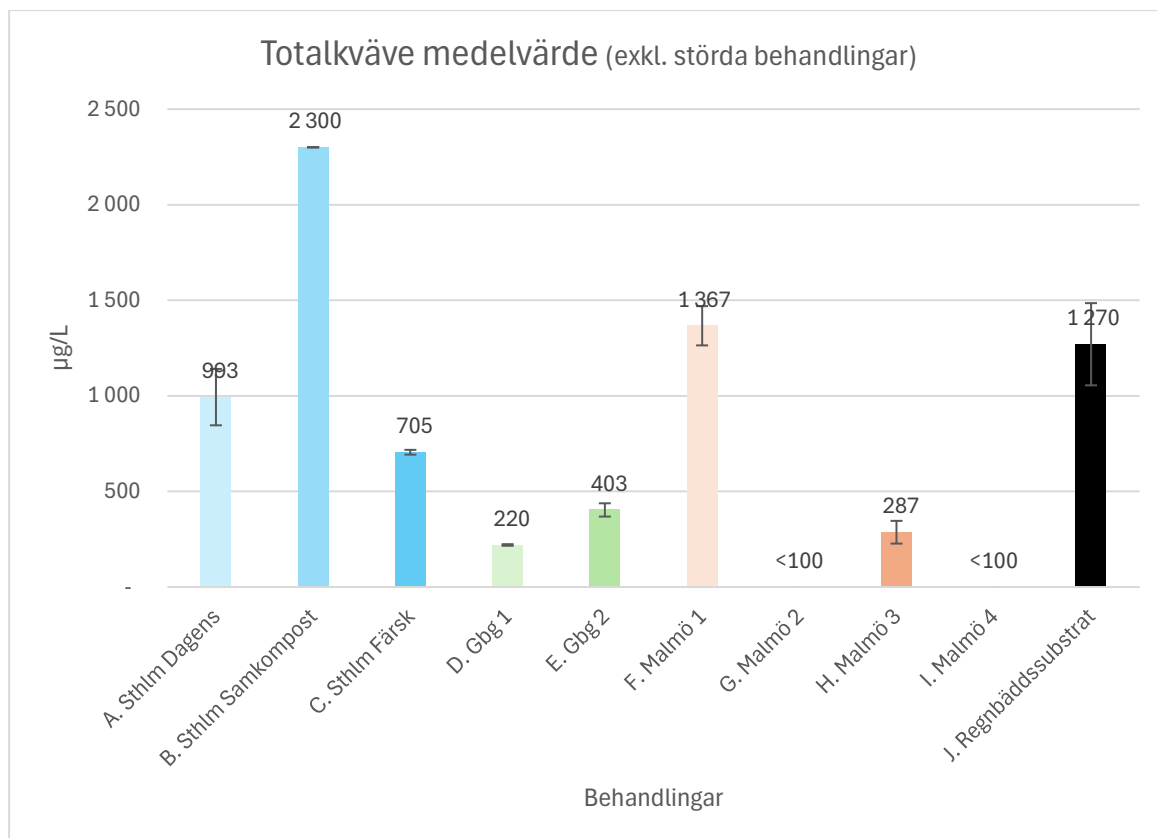
*//röda siffror: stördes under Laktest 1 och 2

**//orange siffror: stördes under Laktest 1

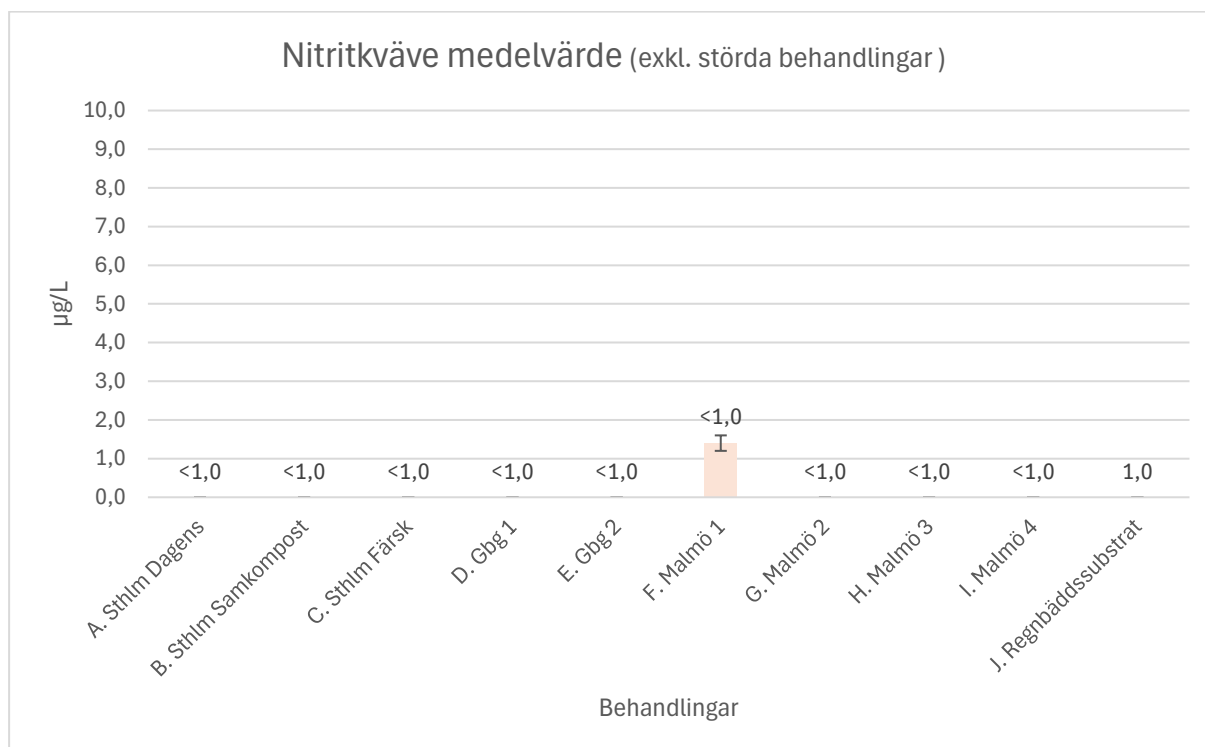
Understruken siffra: en eller flera av replikaten har värden under detektionsgräns varför medelvärde och standardavvikelse ej kan anges med säkerhet.



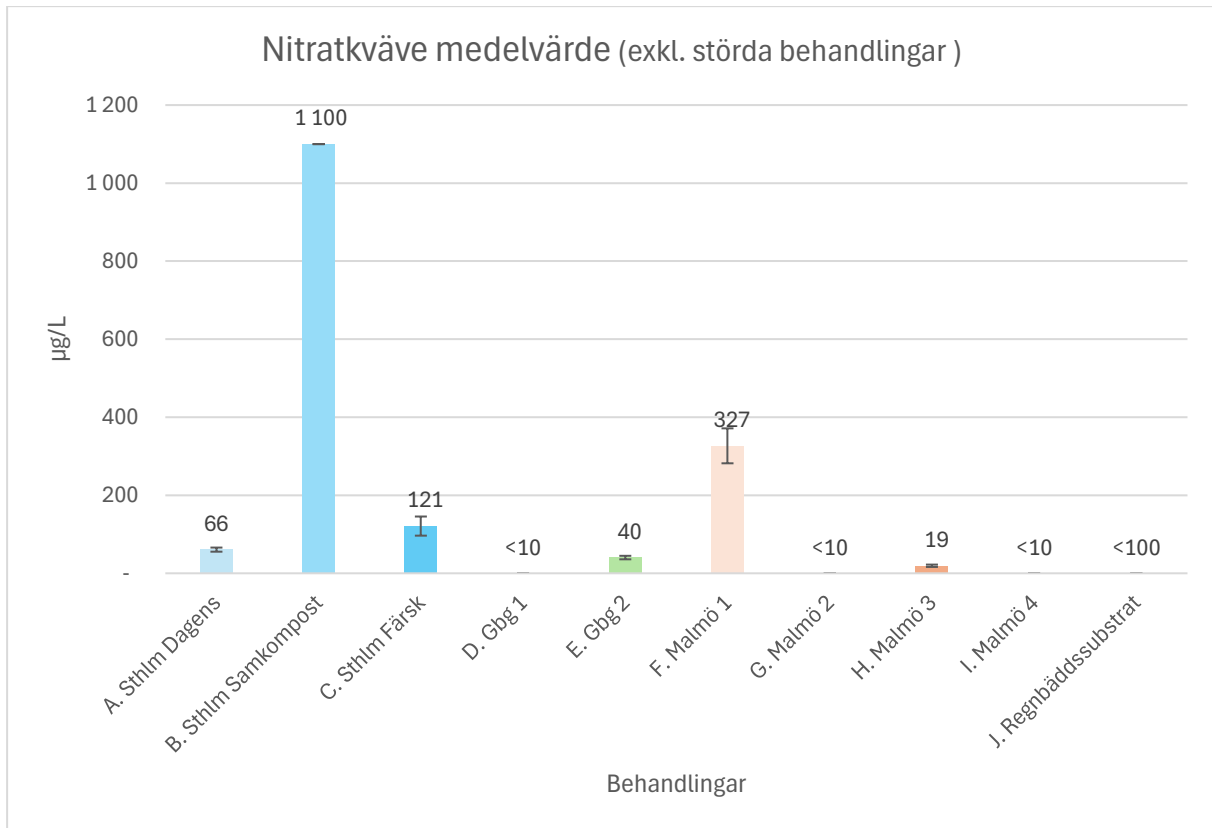
FIGUR 36 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 3. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



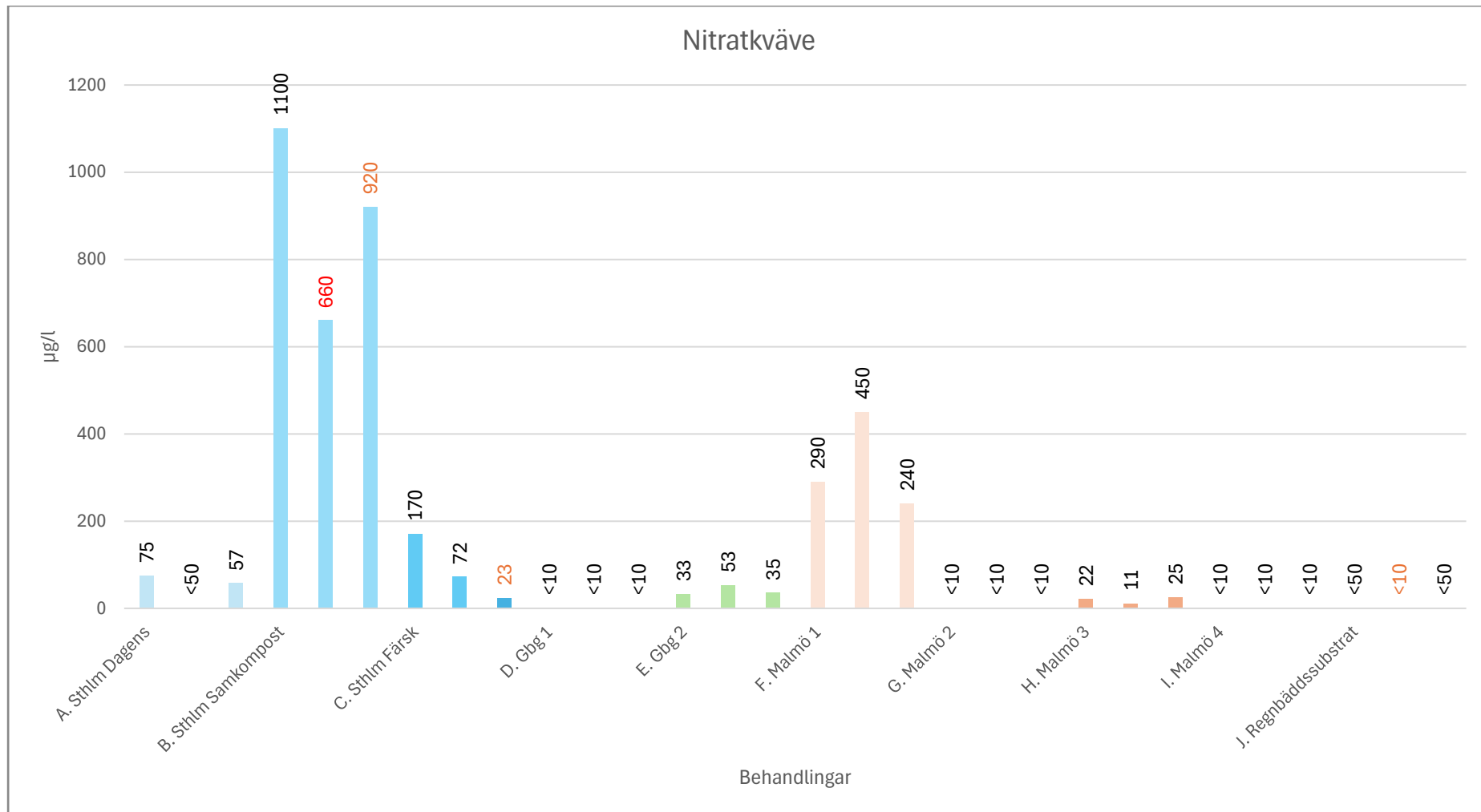
FIGUR 37 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALKVÄVE FRÅN LAKTEST 3. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PGA FELKÄLLAN DE UTGÖR.



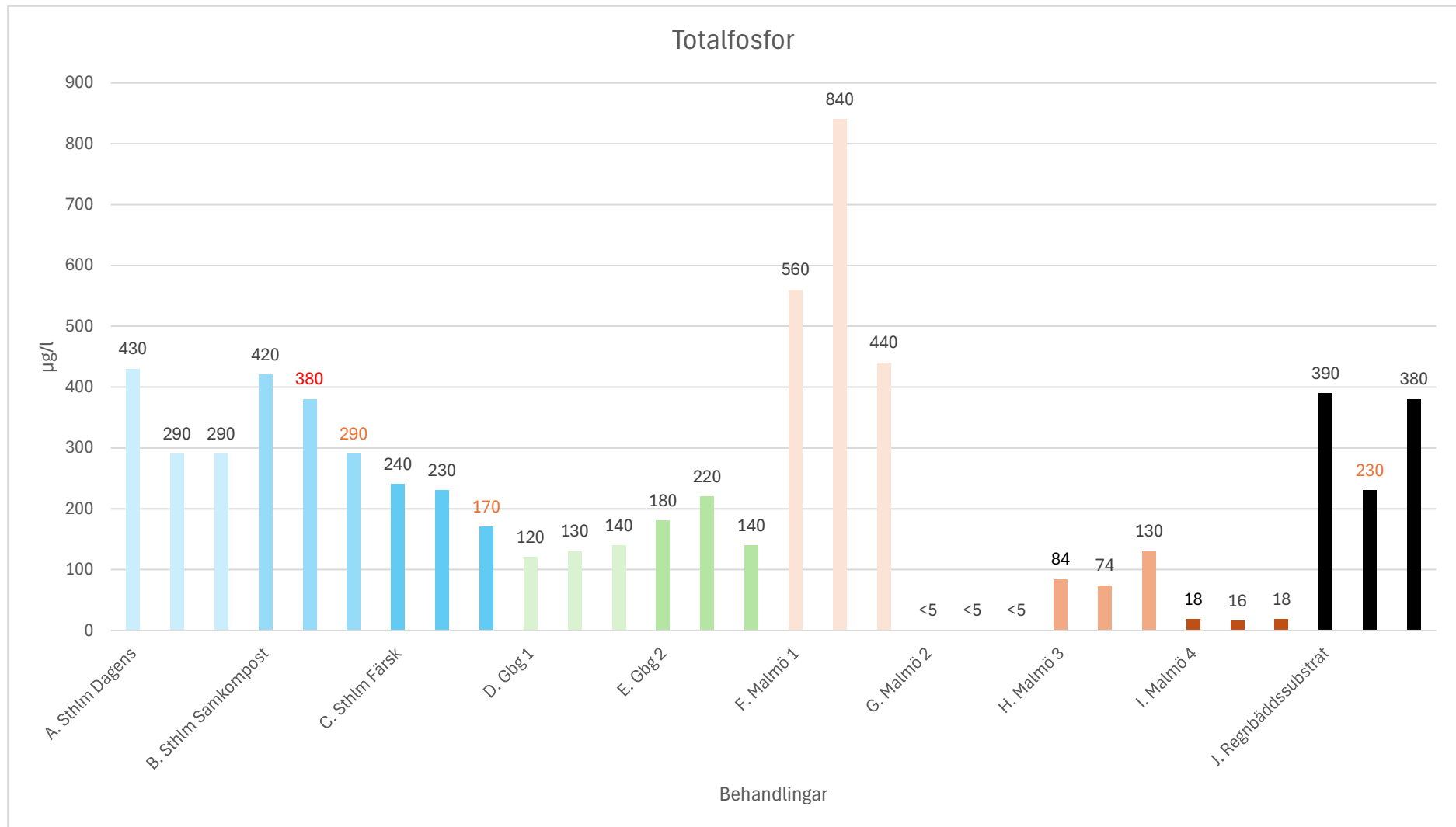
FIGUR 38 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV NITRIKVÄVE FRÅN LAKTEST 3. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PGA FELKÄLLAN DE UTGÖR.



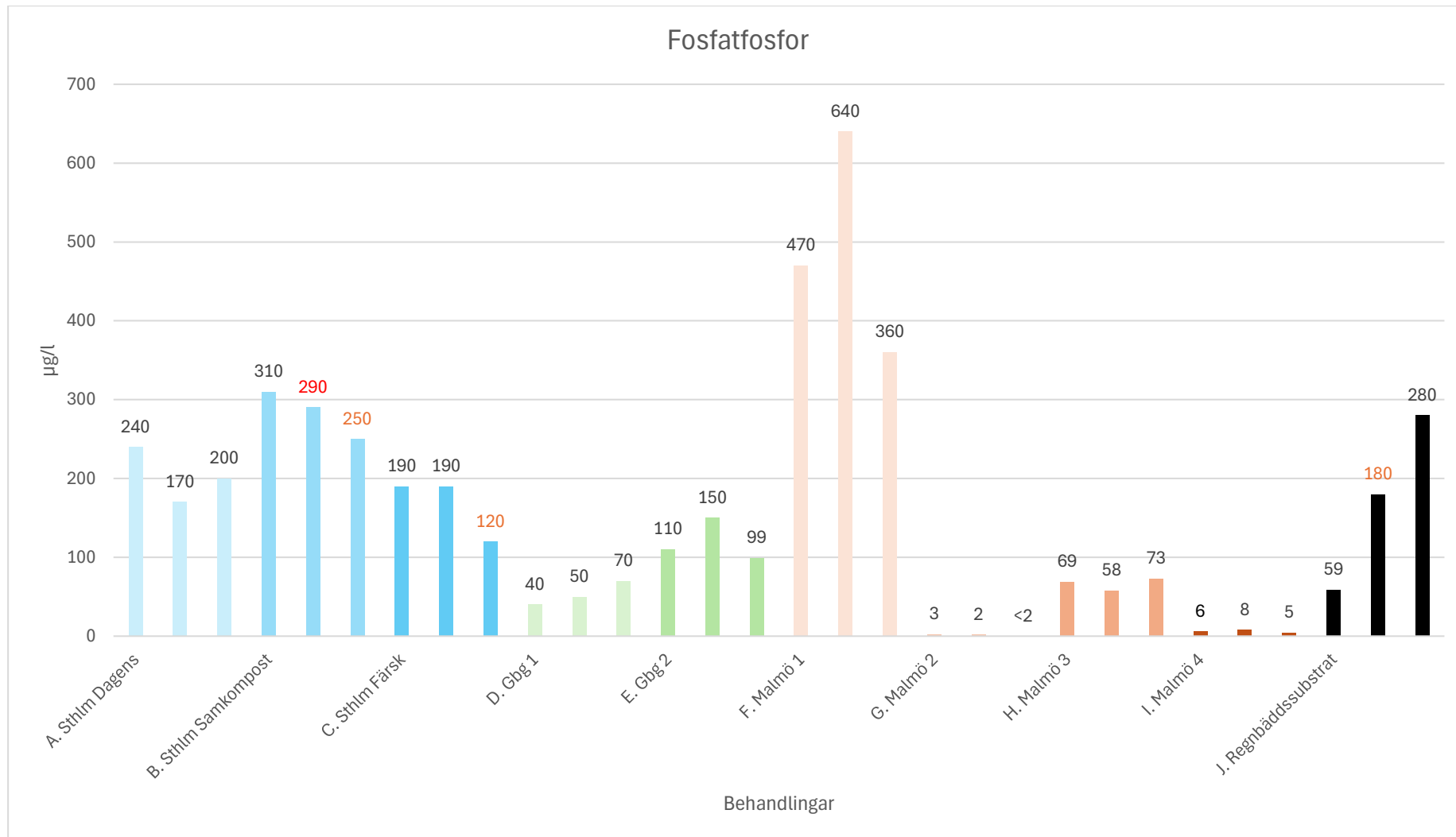
FIGUR 39 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV NITRATKVÄVE FRÅN LAKTEST 3. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PÅ FELKÄLLAN DE UTGÖR. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS I BEHANDLING J PÅ STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



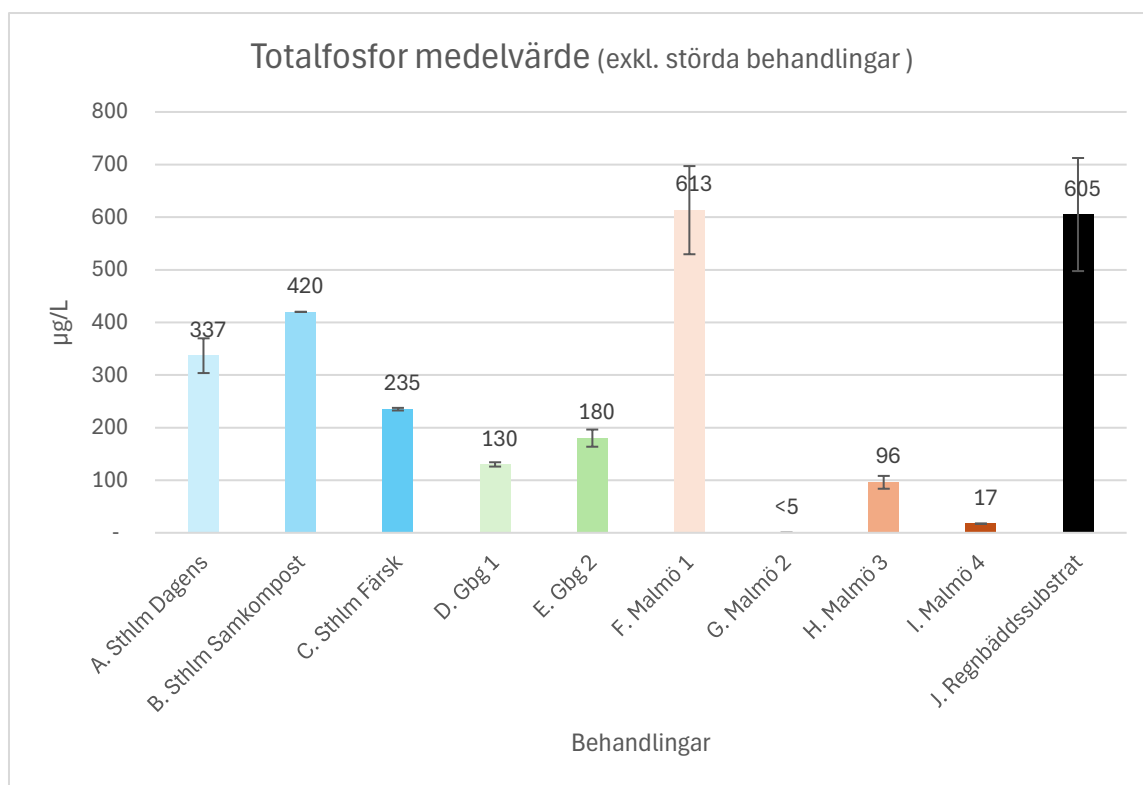
FIGUR 40 DATA ÖVER LÄCKAGE AV NITRATKVÄVE FRÅN LAKTEST 3. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE. NOTERA FÖRHÖJD RAPPORTERINGSGRÄNS I BEHANDLING A OCH J PGA STÖRNINGAR FRÅN ANDRA ÄMNER I PROVET.



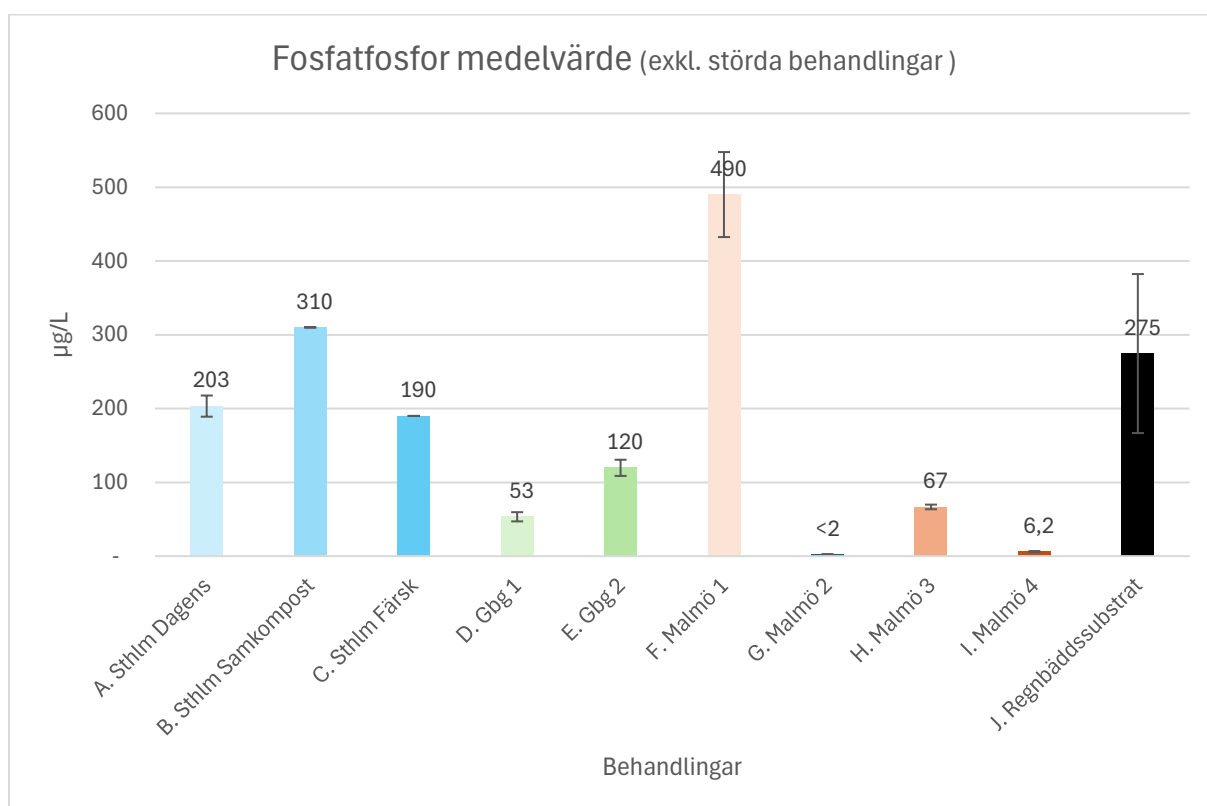
FIGUR 41 DATA ÖVER LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 3. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT, DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



FIGUR 42 DATA ÖVER LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 3. DEN BEHANDLING SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 OCH 2 (B2) HAR VÄRDET I RÖTT. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR I LAKTEST 1 (B3, C3, J2) HAR VÄRDEN I ORANGE.



FIGUR 43 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV TOTALFOSFOR FRÅN LAKTEST 3. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PGA FELKÄLLAN DE UTGÖR.



FIGUR 44 MEDELVÄRDEN OCH STANDARDAVVIKELSER FÖR LÄCKAGE AV FOSFATFOSFOR FRÅN LAKTEST 3. DE BEHANDLINGAR SOM PÅVERKADES AV STÖRNINGAR (B2, B3, C3, J2) HAR EXKLUDERATS PGA FELKÄLLAN DE UTGÖR.

Bilaga B

Nedan är analys på det träbaserade biokol, certifierat enligt EBC Agro, 0–20 mm, som ingick i behandlingarna:

- F. Malmö 1
- H. Malmö 3
- I. Malmö 4



Parameter	Lab	Accr.	Method	Limit values							Description		sp-po-95-1-4-1		
				1) EBC-FeedPlus	2) EBC-Feed	3) EBC-Agro Organic	4) EBC-Agro	5) EBC-Urban	6) EBC-Consumer Materials	7) EBC-Basic Materials	Date and time of sample taking		2024-08-24		
				LOQ	Unit	Sample number			124127723			ar	db		
Biochar properties															
Bulk density < 3 mm	FR		In Anlehnung an VDLUFA-Methode A 13.2.1									kg/m ³	-	-	275
Bulk density	FR	F5	DIN EN ISO 17828: 2016-06									kg/m ³	-	276	-
specific surface (BET)	SND2/0		DIN ISO 9277: 2014									m ² /g	-	-	330.97
water holding capacity (WHC) < 2 mm	FR		DIN EN ISO 14238, A: 2014-03									%	-	-	127.4
Moisture	FR	F5	DIN 51719: 2002-06								0.1	% (w/w)	-	5.8	-
Ash content (550°C)	FR	F5	DIN 51719: 1997-07								0.1	% (w/w)	-	2.1	2.3
Ash content (815°C)	FR	F5	DIN 51719: 1997-07								0.1	% (w/w)	-	1.8	1.9
Total carbon	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0.2	% (w/w)	-	83.6	88.8
carbon (organic)	FR		Berechnung									% (w/w)	-	83.2	88.4
Hydrogen	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0.1	% (w/w)	-	2.5	2.7
Total nitrogen	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0.05	% (w/w)	-	0.51	0.54
Sulphur (S), total	FR	F5	DIN 51724-3: 2012-07								0.03	% (w/w)	-	0.06	0.06
Oxygen	FR	F5	DIN 51733: 2016-04									% (w/w)	-	5.7	6.0
Total inorganic carbon (TIC)	FR	F5	DIN 51728: 2004-06								0.1	% (w/w)	-	0.4	0.4
H/C ratio (molar)	FR		Berechnung										-	0.36	0.36
H/Corg ratio (molar)	FR		Berechnung	< 0.4	< 0.4	< 0.7	< 0.7	< 0.7	< 0.7	< 0.7			-	0.36	0.36
O/C ratio (molar)	FR		Berechnung										-	0.051	0.051
Volatile Compounds	FR	F5	DIN 51720: 2001-03								0.2	% (w/w)	-	11.7	12.4
pH in CaCl ₂	FR		DIN ISO 10390: 2005-12										-	8.0	-
salt content	FR		BGK III, C2: 2006-09								0.005	g/kg	-	0.668	-
salt content	FR		BGK III, C2: 2006-09								0.005	g/l	-	0.184	-

Parameter	Lab	Accr.	Method	Limit values							Description		sp-po-95-1-4-1			
				1) EBC-FeedPlus	2) EBC-Feed	3) EBC-Agro Organic	4) EBC-Agro	5) EBC-Urban	6) EBC-Consumer Materials	7) EBC-Basic Materials	Date and time of sample taking		2024-08-24			
				LOQ	Unit	Sample number			124127723			ar	db			
Conductivity at 1,2 t pressure	FR		SAA-H-LF-Pflanzenkohle.040								0.01	mS/cm	-	-	< 0.01	
Conductivity at 2 t pressure	FR		SAA-H-LF-Pflanzenkohle.040								0.01	mS/cm	-	-	< 0.01	
Conductivity at 3 t pressure	FR		SAA-H-LF-Pflanzenkohle.040								0.01	mS/cm	-	-	< 0.01	
Conductivity at 4 t pressure	FR		SAA-H-LF-Pflanzenkohle.040								0.01	mS/cm	-	-	< 0.01	
Conductivity at 5 t pressure	FR		SAA-H-LF-Pflanzenkohle.040								0.01	mS/cm	-	-	< 0.01	
Crude fibre	FR		VDLUFA Methodenbuch Band III: 2014-09									% (w/w) dm	not determined	-	-	
Protein, crude	FR		VDLUFA Methodenbuch Band III: 2014-09									% (w/w) dm	not determined	-	-	
Fat, crude	FR		VDLUFA Methodenbuch Band III: 2014-09									% (w/w) dm	not determined	-	-	
Crude ash	FR	F5	DIN 51719: 1997-07								0.1	% (w/w)	-	2.1	2.3	
Fluor total (F)	ES006 A/c	WV	VDLUFA III, 17.3.2: 2006	150	150							mg/kg 88% DM	< 10	-	-	
Polychlorinated dibenzodioxins/-furans (17 PCDD/F) by GC-HRMS																
WHO(2005)-PCDD/F TEQ (upper-bound)	SCT6/c	A04	DIN EN 16215: 2020-05	0.75	0.75							0.11	ng/kg 88% DM	0.11	-	-
WHO(2005)-PCDD/F+PCB TEQ (upper-bound)	SCT6/c	A04	DIN EN 16215: 2020-05	1.25	1.25							0.17	ng/kg 88% DM	0.17	-	-
Polychlorinated biphenyl (7 PCB) by GC-HRMS																
Total 6 ndl-PCB (upper bound)	SCT6/c	A04	DIN EN 16215: 2020-05	10	10							1.1	µg/kg 88% DM	1.2	-	-

											Description		sp-po-95-1-4-1		
											Date and time of sample taking		2024-08-24		
											Sample number		124127723		
Parameter	Lab	Accr.	Method	Limit values							LOQ	Unit	ar	db	
				1) EBC-FeedPlus	2) EBC-Feed	3) EBC-Agro Organic	4) EBC-Agro	5) EBC-Urban	6) EBC-Consumer Materials	7) EBC-Basic Materials					

Elements from the micro wave pressure digestion acc. to DIN 22022-1: 2014-07

Arsenic (As)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01			13	13	13	13		0.8	mg/kg	-	-	< 0.8
Lead (Pb)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01			45	120	120	120		2	mg/kg	-	-	4
Cadmium (Cd)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01			0.7	1.5	1.5	1.5		0.2	mg/kg	-	-	< 0.2
Copper (Cu)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	70	70	70	100	100	100		1	mg/kg	-	-	6
Nickel (Ni)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	25	25	25	50	50	50		1	mg/kg	-	-	5
Mercury (Hg)	FR	F5	DIN 22022-4: 2001-02			0.4	1	1	1		0.07	mg/kg	-	-	< 0.07
Zinc (Zn)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	200	200	200	400	400	400		1	mg/kg	-	-	54
Chromium (Cr)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	70	70	70	90	90	90		1	mg/kg	-	-	36
Boron (B)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01								1	mg/kg	-	-	7
Manganese (Mn)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01								1	mg/kg	-	-	241
Silver (Ag)	FR	F5	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01								5	mg/kg	-	-	< 5

Elements from the pressure digestion acc. to DIN EN 13805: 2014-12

Arsenic (As)	ES005 A/0	WV	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	2	2						mg/kg 88% DM	0.092	-	-	
Lead (Pb)	ES005 A/0	WV	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	10	10						mg/kg 88% DM	1.4	-	-	
Cadmium (Cd)	ES005 A/0	WV	DIN EN ISO 17294-2 (E29): 2017-01	0.8	0.8						mg/kg 88% DM	0.057	-	-	
Mercury (Hg)	ES005 A/0	WV	DIN EN 15763:2010-04	0.1	0.1						mg/kg 88% DM	0.0026	-	-	

Macronutrients

Total nitrogen	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0.5	g/kg	-	5.1	5.4
----------------	----	----	--------------------	--	--	--	--	--	--	--	-----	------	---	-----	-----

											Description		sp-po-95-1-4-1		
											Date and time of sample taking		2024-08-24		
											Sample number		124127723		
Parameter	Lab	Accr.	Method	Limit values							LOQ	Unit	ar	db	
				1) EBC-FeedPlus	2) EBC-Feed	3) EBC-Agro Organic	4) EBC-Agro	5) EBC-Urban	6) EBC-Consumer Materials	7) EBC-Basic Materials					

Macronutrients-LiBO2/Li2B4O7/LiBr-melt of ash 550°C [DIN 51729-11:1998-11] (OS)

Phosphorus as P2O5	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	1.1
Potassium as K2O	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	2.6
Calcium as CaO	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	5.0
Magnesium as MgO	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	1.2
Sodium as Na2O	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	0.2
sulphur as SO3	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	0.5

Elements fr. the borate digestion of ash 550°C acc. to DIN 51729-11:1998-11(OS)

Iron (Fe)	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	0.8
Silicon (Si)	FR	F5	DIN EN ISO 11885 (E22): 2009-09								0.1	g/kg	-	-	1.3

Organic contaminants from toluene extraction acc. to EN 17503 (method 10.2.3)

Total 8 EFSA-PAH excl. LOQ	FR		berechnet	1	1	1	1	1	1	4		mg/kg	-	-	(n. c.) ¹⁾
Total 16 EPA-PAH excl. LOQ	FR		berechnet	6 ²⁾		6 ²⁾	6 ²⁾					mg/kg	-	-	1.3
Benzo(e)pyrene	FR	F5	DIN EN 17503, Verfahren 10.2.3: 2022-08	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	0.1	mg/kg	-	-	< 0.1
Benzo(j)-fluoranthen	FR	F5	DIN EN 17503, Verfahren 10.2.3: 2022-08	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	0.1	mg/kg	-	-	< 0.1

Explanations

LOQ - Limit of quantification

ar - as received

db - dry basis

Lab - Abbreviation of the performing laboratory

Accr. - Abbreviation of the accreditation of the performing laboratory

Comments for results

¹⁾ not calculable

The parameters identified by ES005A have been performed by the laboratory SGS Analytics Germany GmbH (Jena) (Orlaweg 2, Jena). The accreditation code WV identifies the parameters accredited according to DIN EN ISO/IEC 17025:2018 DAkkS D-PL-14004-10-00 .

The parameters identified by FR have been performed by the laboratory Eurofins Umwelt Ost GmbH (Lindenstraße 11, Gewerbegebiet Freiberg Ost, Bobritzsch-Hilbersdorf). The accreditation code F5 identifies the parameters accredited according to DIN EN ISO/IEC 17025:2018 DAkkS D-PL-14081-01-00 .

The parameters identified by SCT6 have been performed by the laboratory Zentrum für Dioxinanalytik (ZfD) GmbH (Berneckerstraße 17-21, Bayreuth). The accreditation code A04 identifies the parameters accredited according to DIN EN ISO/IEC 17025:2018 DAkkS D-PL-19418-01-00 .

The parameters identified by SND2 have been performed by the laboratory Ruhr Lab GmbH (Glückaufstraße 56, Gelsenkirchen).

/o - The analysis has been outsourced.

Explanations regarding Limits

Analysis performed according to guidelines for a sustainable production of biochar - EBC, Version 10.3E - of 05/04/2023.

AR: related to ash

OS: related to original substance

²⁾ The very low PAH limit values only allow an analytical accuracy of 40% for the limit value: "sum 16 EPA-PAH" of 6 mg/kg which implies an accuracy of ± 2.4 mg/kg db, respectively.

The presentation of comparative values in the analytical report is a service provided by EUROFINS UMWELT. The cited comparative values (limit, guideline or other allocation values) are partially simplified and do not take into account all comments, ancillary provisions and/or exemptions of the corresponding regulations.