



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18 035

Examensarbete 30 hp
Juni 2018

Utvärdering av potentiell nitrifikation som metod i
markekologiska riskbedömningar

– resultat från en fallstudie på fastigheten

Skönsmon 2:12, Sundsvalls kommun

Anna Bergentz

REFERAT

Utvärdering av potentiell nitrifikation som metod i markekologiska riskbedömningar

Anna Bergentz

Miljöriskbedömningar av förorenade områden i Sverige har traditionellt sett främst bedömt saneringsbehovet genom att mäta totalhalter av föroreningarna. Halterna jämförs sedan med riktvärden för att avgöra om de utgör en risk för något av skyddsobjekten. Oftast blir *markmiljön* det skyddsobjekt som har lägst riktvärde och därmed avgör saneringsbehovet. Kritik har riktats mot att andra faktorer än föroreningshalter borde mätas för att bedöma markkvalitet då den kan vara hög oavsett föroreningssituation. Det är inte heller självklart att en sanering leder till en förbättring av markekosystemet. I Sverige har över 85 000 områden identifierats som potentiellt eller konstaterade förorenade områden. För att förbättra riskbedömningar behövs bättre vägledning om vad som ska ingå i riskbedömningar och för det behövs kunskap om vad som påverkar markfunktionerna.

I det här examenarbetet har nitrifikationspotentialen, också kallat ammoniakoxidation, bestämts för 50 jordprover från fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun med hjälp av ISO metoden 15685. Tidigare industriverksamheter på fastigheten har lett till att marken är förorenad med bland annat tungmetaller och polycykliska aromatiska kolväten. Markens förmåga att utföra nitrifikation är en viktig markfunktion för att säkerställa en god markkvalitet. Men vilka markfaktorer som i störst utsträckning påverkar ammoniakoxidationen är inte helt klarlagt, liksom hur olika typer av miljöföroreningar påverkar nitrifikationen. Detta behöver klargöras för att kunna bedöma om ISO-metoden 15685 är ett lämpligt verktyg för markekologiska riskbedömningar av förorenade områden. Nitrifikationsanalysen på de 50 jordproverna har därför jämförts med data över föroreningshalter, markparametrar samt mängden ammoniakoxiderande bakterier och arkéer. Resultatet visar att nitrifikationen på den här lokalen främst påverkas av markparametrarna: totalkväve, organiskt material samt ”tillgänglig” fosfor och i mindre utsträckning av föroreningsnivåerna. Detta betyder att det vid undersökningar av hur föroreningar påverkar nitrifikationen måste finnas referensprover med liknande markkvalitet att jämföra med. Den potentiella nitrifikationen visar också stark korrelation till populationen ammoniakoxiderande bakterier vilket indikerar att de står för det största bidraget till ammoniakoxidationen i marken.

Nyckelord: Potentiell nitrifikation, substratinducerad ammoniakoxidation, riskbedömning, kväve, förorenad mark.

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Evaluation of potential nitrification as a method in soil ecological risk assessments

Anna Bergentz

Environmental risk assessment of contaminated sites in Sweden has traditionally mainly assessed the need of remediation by measuring the total concentrations of pollutants. The pollution levels are then compared with guideline values to determine if they represent a risk to any of the protected targets. Most often, the soil environment is the protection target with the lowest guideline value and thus determines the need for remediation.

There has been some criticism about using total concentration of pollutants as the only method of assessing soil quality, since soil quality may be high regardless of the situation of the polluted area. In addition, it is not clear if the remediation will always lead to an improvement of the soil quality. In Sweden, more than 85,000 sites have been identified as potential or confirmed contaminated areas. In order to improve risk assessments, better guidance is needed regarding what information should be included. This requires knowledge of which factors are affecting the soil functions.

In this thesis, potential nitrification has been determined for 50 soil samples from the property Skönsmon 2:12 in the municipality of Sundsvall using ISO standard 15685. Previous industrial activities on the property have resulted in the soil being contaminated with, for instance, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. The ability of the soil to perform nitrification is an important *soil function* to ensure good soil quality. However, it is not entirely clear which soil factors affect nitrification to the greatest extent, nor how different types of environmental pollution affect nitrification. This needs to be clarified in order to assess whether ISO 15685 is an appropriate tool for soil ecological risk assessments of contaminated sites. The nitrification data of the 50 soil samples have therefore been compared with data of pollutants, soil parameters, and the amount of ammonia oxidizing bacteria and archaea. This study showed that ammonia oxidation at this site is mainly affected by the soil parameters total nitrogen, organic matter, and “available” phosphorus content, but to a lesser extent of the pollutant levels. This means that when examining how pollutants affect nitrification, reference samples with similar soil quality must be included for comparison. The potential nitrification showed a strong correlation with the population of ammonia oxidizing bacteria, which indicates that they account for the biggest contribution to ammonia oxidation in the soil.

Keywords: Potential nitrification, substrate induced ammonia oxidation, risk assessment, nitrogen, contaminated soil.

Department of soil and environment, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sweden

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Det här examensarbetet avslutar fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.Handledare för examensarbetet var Dan Berggren Kleja vid institutionen för mark och miljö och ämnesgranskare var Sigrun Dahlin vid samma institution.

Jag vill rikta ett stort tack till Dan Berggren Kleja för initiativet till arbetet och för vägledning samt engagemang under arbetets gång. Jag vill också rikta ett stort tack till Sigrun Dahlin för ovärderlig hjälp med den statistiska bearbetningen i *JMP* samt stöd i datautvärdering och skrivande.

Som avslutning vill jag tacka Maria, Sara, Erik och Albin för stöd under utbildningen, samt ett tack till de studenter som delat våndan i grottan under examensarbetets gång.

Anna Bergentz

Uppsala, juni 2018

“Education is an admirable thing, but it is well to remember from time to time that nothing that is worth knowing can be taught.”

– Oscar Wilde

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av potentiell nitrifikation som metod i markökologiska riskbedömningar

Anna Bergentz

I Sverige finns över 85 000 potentiellt eller konstaterade förorenade områden. För att utreda vilken risk dessa områden utgör för människor och miljö utförs en *riskbedömning* på det förorenade området. Riskbedömningen leder fram till ett åtgärdsförslag beroende på vad saneringsbehovet är för området. Naturvårdsverket har tagit fram *generella riktvärden* för de fyra skyddsobjekten som omfattas i en riskbedömning: människor, markmiljö, grundvatten och ytvatten. De generella riktvärdena jämförs sedan med föroreningshalter för att avgöra om ett område utgör en risk för något av skyddsobjekten. Riktvärdet för markmiljö blir ofta det styrande riktvärdet och därmed också det värde som i störst utsträckning avgör saneringsbehovet. Syftet med att skydda markmiljön är enligt Naturvårdsverket att de *markfunktioner* som marken har skyddas. Exempel på markfunktioner är markens förmåga att bryta ner organiskt material samt cirkulationen av näringsämnen så som kväve och fosfor.

De senaste åren har kritik riktats mot metoden med att jämföra föroreningshalter med riktvärdena då många menar att det ger en missvisande bild av den ”faktiska” markkvaliteten. Föroreningar kan vara hårt bundna till marken där de inte är tillgängliga för levande organismer och inte heller riskerar att lakas ut och förorena vattendrag. Istället föreslås andra metoder för att mäta de markfunktioner som ska skyddas, för att på så vis säkerställa en hög markkvalitet. Idag saknas dock tydlig vägledning för vilka markfunktioner som bör mätas i en riskbedömning samt med vilka metoder dessa bör mätas.

En viktig funktion i marken är nitrifikation. Vid nitrifikationen oxideras ammoniak till nitrit och sedan till nitrat. Ammoniakoxidationen utförs av så kallade ammoniakoxiderande bakterier och arkéer. Vilka markfaktorer som i störst utsträckning påverkar nitrifikationen är inte helt klarlagt, inte heller hur olika typer av föroreningar påverkar nitrifikationen. I det här examensarbetet har 50 jordprover analyserats för att mäta deras potentiella ammoniakoxidation. Metoden som har använts är en standardmetod (ISO 15685) men är inte en etablerad metod för att användas i riskbedömningar. Jordproverna kommer från fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun. Denna är förorenad med bland annat metaller och organiska föroreningar från tidigare industriverksamhet på platsen. Data för ammoniakoxidationen har jämförts med markparametrar, föroreningshalter samt mängden ammoniakoxiderande arkéer och bakterier.

Resultatet visar att ammoniakoxidationen främst påverkas av markparametrarna: kväve, organiskt material samt fosfor och i mindre utsträckning av föroreningsnivåerna. Detta betyder att referensprover med liknande markkvalitet måste finnas med vid undersökningar av hur mycket föroreningar påverkar nitrifikationen för att kunna avgöra den ”verkliga” påverkan på ammoniakoxidationen. Resultatet visar också att det finns ett starkt samband mellan ammoniakoxidation och populationen av ammoniakoxiderande bakterier vilket skulle kunna innebära att det är dessa som står för det största bidraget till ammoniakoxidationen i marken.

ORDLISTA

Adsorption: Den process där atomer, joner eller molekyler fastläggs på ytan av sediment- eller jordpartiklar.

AOA: Ammoniakoxiderande arkéer.

AOB: Ammoniakoxiderande bakterier.

Arkéer: Tillhör liksom bakterier den grupp prokaryota organismer som kännetecknas av att de saknar cellkärna. Arkéer har en något annorlunda kemisk uppbyggnad än bakterierna och de lever ofta i mer extrema miljöer exempelvis miljöer med väldigt hög salthalt eller högt/lågt pH-värde.

Fällning: Fasta strukturer som bildas till exempel till följd av att ämnen reagerar med varandra eller på grund av att en lösning är övermättad.

ISO-standard: *International organisation for standardization (ISO)* är en organisation vars syfte är att ta fram standarder för en rad olika industriområden, exempelvis teknologi och jordbruk. Målet är att genom standarden säkerställa kvalitet, effektivitet och säkerhet. Medlemmarna består av nationella standardiseringsorgan från olika länder och dokumenten tas fram av så kallade tekniska kommittéer.

Jonbyte: Ett reversibelt utbyte av joner i vätskefas respektive på ytan av en fast fas.

MDS: *Minimum data set.*

SF: *Soil function.*

SIAO: Substratinducerad ammoniakoxidation.

SQI: *Soil quality indicator.*

SSD: *Species Sensitivity Distribution.*

Innehåll

1. INTRODUKTION	1
1.1 INLEDNING	1
1.2 SYFTE OCH MÅL	3
1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR	3
1.4 AVGRÄNSNINGAR	3
2 TEORI	4
2.1 DEN SVENSKA RISKBEDÖMNINGSMODELLEN	4
2.2 MARKFUNKTIONER	4
2.3 PLATSSPECIFIK EKOLOGISK RISKBEDÖMNING	6
2.3.1 TRIAD-METODEN	6
2.3.2 TOXISK POTENTIAL (TP)	6
2.3.3 BEDÖMNING AV MARKKVALITET GENOM MARKKLASSIFICERING	8
2.4 FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER OCH TOXICITET	8
2.4.1 POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN	8
2.4.2 BLY	9
2.4.3 KOPPAR	9
2.4.4 ZINK	9
2.5 FÖRORENINGARNAS BIOTILLGÄNGLIGHET	10
2.5.1 PAH	10
2.5.2 METALLER	10
2.6 KVÄVE	11
2.6.1 FÖREKOMSTFORMER	11
2.6.2 MINERALISERING	11
2.6.3 NITRIFIKATION	12
2.6.4 MARKENS NITRIFIKATIONSPOTENTIAL	12
2.6.5 MARKPARAMETRAR SOM PÅVERKAR NITRIFIKATIONEN	13
3 BESKRIVNING AV UNDERSÖKNINGSLOKALEN	15
3.1 TIDIGARE PLATSUNDERSÖKNINGAR & FÖRORENINGSSITUATION	16
4 MATERIAL OCH METODER	17
4.1 PLACERING AV PROVPUNKTER	17
4.2 FÖRVARING OCH PROVTAGNING	18
4.3 BESTÄMNING AV AMMONIAKOXIDATIONSPOTENTIAL	19
4.3.1 TESTANALYS	19
4.3.2 ANALYS AV JORDPROVER FRÅN SKÖNSMON 2:12	19
4.3.3 BERÄKNINGAR	20
4.4 ANALYSER OCH BERÄKNINGAR UTFÖRDA AV SGI	21
4.4.1 MARKPARAMETRAR	21

4.4.2	FÖRORENINGAR: TOTALHALT OCH BIOTILLGÄNGLIGA HALTER	22
4.4.3	BESTÄMNING AV MÄNGDEN AMMONIAKOXIDERARE MED DNA-TEKNIK	22
4.4.4	BERÄKNING AV TOXISK POTENTIAL	22
4.5	UTVÄRDERING AV RESULTAT	24
4.5.1	STATISTISK BEARBETNING AV DATA	24
4.5.2	LINJÄR REGRESSION	25
4.5.3	LINJÄR REGRESSIONSANALYS UTAN EXTREMVÄRDE	25
4.5.4	VISUALISERING I ARCMAP	25
5	RESULTAT	26
5.1	FÖRORENINGSNIVÅER	26
5.2	MARKPARAMETRAR OCH VÄRDEN FÖR TOXISK POTENTIAL	26
5.3	TESTANALYS	28
5.4	SUBSTRATINDUCERAD AMMONIAKOXIDATION	28
5.5	EXTREMVÄRDEN	29
5.6	SAMBAND MELLAN SIAO OCH MARKVALITETS Variabler	29
5.6.1	SAMBANDET MELLAN SIAO OCH MARKPARAMETRAR	30
5.6.2	SAMBANDET MELLAN SIAO OCH FÖRORENINGSHALTER	31
5.6.3	SAMBAND MELLAN SIAO OCH POPULATIONERNA AMMONIAKOXIDERARE	33
6	DISKUSSION	34
6.1	UTVÄRDERING AV METODEN	34
6.2	SAMBAND MELLAN SIAO OCH MARKPARAMETRAR	35
6.3	SAMBAND MELLAN SIAO OCH FÖRORENINGSHALTER	36
6.4	SAMBAND MELLAN SIAO OCH AOA OCH AOB	37
6.5	UTVÄRDERING AV SIAO SOM METOD I RISKBEDÖMNINGAR	37
7	SLUTSATS	39
BILAGA A:	PROVPUNKTSPLACERING	45
BILAGA B:	RÅDATA	46
BILAGA C:	MARKPARAMETRAR OCH FÖRORENINGSHALTER	51
BILAGA D:	TESTANALYS	53

1. INTRODUKTION

Här följer en inledning till examensarbetet för att beskriva den problembild som ligger till grund för arbetets syfte och utformningen av frågeställningarna.

1.1 INLEDNING

I Sverige finns över 85 000 potentiellt eller konstaterade förorenade områden (Naturvårdsverket 2018a). Av dessa områden har ca 25 000 riskklassats och ungefär 8000 anses tillhöra riskklass 1 och 2, vilket innebär områden som utgör en mycket hög eller hög risk för något av skyddsobjekten och måste åtgärdas (Naturvårdsverket 2018b). Kostnaden för att enbart efterbehandla områden identifierade i dessa två klasser uppskattats till ca 45 miljarder kronor, där ca hälften förväntas betalas av staten då ansvariga för området saknas (Naturvårdsverket 2016). Arbetet med att sanera förorenad mark har sin grund i Sveriges miljömål samt miljöbalken, vars långsiktiga mål är att säkerställa en ekologiskt hållbar utveckling (Naturvårdsverket 2009a). Saneringstakten bedöms dock enligt Naturvårdsverket vara för låg för att miljömålet *Giftfri miljö*, som behandlar förorenade områden, ska uppfyllas (Lundin 2017). Dessutom ökar behovet av mark för nya bostadsområden på många platser i Sverige, vilket i sin tur ökar trycket på att sanera dessa platser (Mattsson 2017).

Vid åtgärdsutredningar av förorenade områden i Sverige utförs en riskbedömning, vilken också inkluderar ibland en ekologisk riskbedömning. I metodiken som är framtagen av Naturvårdsverket ingår att definiera olika skyddsobjekt: människor, markmiljö, grundvatten och ytvatten (2009b). Det finns både en ”förenklad” och en ”fördjupad” riskbedömning, där den senare används då föroreningsituationen är mer komplex. En fördjupad riskbedömning kallas också ofta för platsspecifik riskbedömning då större hänsyn tas till förhållandena på plats (Naturvårdsverket 2009b). Riskbedömningens syfte är att ta reda på om området utgör en risk för något av skyddsobjekten (Naturvårdsverket 2009b). I Sverige har Naturvårdsverket tagit fram ”generella riktvärden” på acceptabla föroreningshalter för att avgöra om området som är förorenat utgör en risk eller inte (Naturvårdsverket 2009a). Riktvärdet för skydd av markmiljö blir ofta det styrande riktvärdet bland de fyra skyddsobjekten och därmed också det värde som i störst utsträckning avgör saneringsbehovet (Volchko 2014). För skyddsobjektet markmiljö är syftet med skyddet att de markfunktioner som är önskvärda för marken skyddas (Naturvårdsverket 2009a). Riskbedömningar och saneringsarbeten bygger därmed på antagandet att markens funktioner förbättras då föroreningsnivåerna sänks (Volchko 2014).

Volchko (2014) har visat att åtgärder som gjorts på förorenade områden för att minska föroreningshalter inte självklart leder till en förbättrad kvalitet hos viktiga markfunktioner samt att många markfunktioner inte alls påverkas av att marken är kraftigt förorenad. Det kan bland annat bero på att föroreningarna inte är biotillgängliga och därmed inte påverkar många av de marklevande organismer som tillhandahåller viktiga markfunktioner (Hund-Rinke et al. 2002; Jones et al. 2006). Och det kan även bero på att markparametrar såsom exempelvis pH och vattenhalt kan variera för olika områden,

vilket gör att förutsättningarna för att upprätthålla en god markkvalitet kan vara olika oavsett föroreningsituationen (Eisentraeger et al. 2005). Mot bakgrund av detta har därför en bedömning av *markfunktionerna* snarare än föroreningshalter lyfts fram som det viktigaste fokusområdet vid åtgärdsutredningar (COM 2006).

Trots det utförs sällan fördjupade riskbedömningar för att utreda föroreningarnas effekt på markfunktionen. Inte heller undersöks det om en saneringsåtgärd skulle ge en positiv effekt för markfunktionerna eller inte (Back et al. 2016; Jones et al. 2006). En anledning till detta är att det idag saknas tydlig vägledning för hur fördjupade ekologiska riskbedömningar ska utföras för att kunna bedöma markkvaliteten utifrån markfunktioner (Back et al. 2016; Ländell et al. 2014). Till exempel saknas det riktlinjer för vilka ekotoxikologiska tester som bör göras för att mäta tillräckligt många markfunktioner så att markkvaliteten kan säkerställas (Jones et al. 2006).

Rosén et al. (2013) vid Chalmers tekniska högskola har inom kunskapsprogrammet *Hållbar sanering* tagit fram ett verktyg som är tänkt att underlätta beslutsfattandet för vilka delar som ska ingå in en platspecifik ekologisk riskbedömning. I modellen som kallas SCORE (*Sustainable Choice Of REmediation*) jämförs olika åtgärdsalternativ med varandra utifrån ekologisk, ekonomisk och sociokulturell hållbarhet. Som ett komplement till SCORE har verktyget *SF-box* tagits fram för att koppla markfunktionerna till bedömningen av åtgärder. I verktyget mäts ett antal markkvalitetsindikatorer, SQI, (*Soil Quality Indicator*) – markparametrar som är mätbara och som kan sägas spegla ett antal markfunktioner. Att i en fördjupad riskbedömning utreda hur markkvaliteten påverkas av föroreningarna och olika åtgärdsförslag är viktigt, både utifrån ett miljöperspektiv och ur ett ekonomiskt perspektiv. Om markfunktioner inte påverkas negativt av föroreningarna i marken samt om risken för att påverka människors hälsa är liten kan det bästa alternativet vara att inte utföra en saneringsåtgärd på delar av eller hela områden (Volchko 2014).

Statens geotekniska institut (SGI) håller under 2018 på att utföra en platspecifik ekologisk riskbedömning med hjälp av bland annat en så kallad Triad-metod på fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun. Projektets syfte är både att bidra med kunskap till efterbehandlingsarbetet av fastigheten samt att ur ett större perspektiv bidra med kunskap om de markfunktioner som, inom en platspecifik riskbedömning, är viktiga att mäta för att kunna säga något om markkvaliteten (SGI 2018). På fastigheten Skönsmon 2:12 har tidigare industriverksamheter lett till att marken är förorenad med bland annat tungmetallerna bly, koppar och zink samt PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten) (Hifab 2015). Femtio jordprover har samlats in från platsen och undersökts genom ett antal kemiska, fysiska och ekotoxiska tester (SGI 2018). I Svensk standard SS-ISO 15799:2004 rekommenderas flera ekotoxikologiska tester för förorenad jord (ISO 2004). Där finns bland annat ISO-standard 15685 föreslagen som metod för att mäta ammoniakoxidation (Jones et al. 2006). Ammoniakoxidation, som även kallas potentiell nitrifikation eller substratinducerad ammoniakoxidation (SIAO) blir ett mått på aktiviteten hos ammoniakoxiderande mikroorganismer i marken och processen är ett viktigt steg i kvävecykeln (Sauvé et al. 1999). I det här examensarbetet kommer jord från de 50 provpunkterna att analyseras med hjälp av ISO-metoden 15685 och resultatet

kommer att jämföras med markparametrar, föroreningshalter samt mängden ammoniakoxiderande arkéer och bakterier – information som tagits fram inom det SGI-ledda projektet.

1.2 SYFTE OCH MÅL

Syftet med examensarbetet är att undersöka om det finns någon korrelation mellan ammoniakoxidationspotential (SIAO) och föroreningshalt, markparametrar, markkvalitetsklass (SF-box) samt mängden ammoniakoxiderande bakterier och arkéer på fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun. Då SIAO inte är en etablerad metod i riskbedömningssammanhang finns det också ett övergripande syfte att undersöka om den standardiserade metoden för bestämning av SIAO är en lämplig metod för att användas i fördjupade ekologiska riskbedömningar. Detta konkretiseras i frågeställning 5 som syftar till att vara en mer utvärderande frågeställning och som endast kommer att behandlas under diskussionsavsnittet.

Den övergripande målsättningen är att studiens resultat ska bidra med information för att ta fram en bättre metodik för fördjupade ekologiska riskbedömningar.

1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR

Utifrån syftet ovan kommer följande frågeställningar att besvaras i rapporten.

1. Finns det ett samband mellan SIAO och markparametrarna: pH, kvävehalt, fosforhalt, organiskt kol, lerhalt samt kol/kväve-kvoten?
2. Finns det ett samband mellan SIAO och tungmetallerna bly, koppar och zink samt de organiska föroreningarna PAH16?
3. Hur ser sambandet ut mellan SIAO och mängden ammoniakoxiderande arkéer och bakterier?
4. Hur ser sambandet ut mellan SIAO och markklassificeringen enligt SF-box?
5. Hur fungerar den standardiserade SIAO-metoden (ISO 15685) som metod för att bedöma markens nitrifikationspotential i en fördjupad markekologisk riskbedömning?

1.4 AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet kommer endast att behandla den delen i riskbedömningar som handlar om förorenad mark. De markparametrar och föroreningar som analyseras i projektet är: pH, totalkväve, växttillgängligt fosfor, organiskt kol, ler och kol-kväve-kvoten (C/N) samt föroreningarna: bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn) och PAH:er. Föroreningarna anses vara de viktigaste av de föroreningarna som påträffats på fastigheten.

2 TEORI

Här beskrivs den övergripande teorin som studien utgår ifrån. Först presenteras hur riskbedömningar genomförs i Sverige, därefter platsspecifika riskbedömningar, följt av information om föroreningarnas egenskaper, toxicitet och biotillgänglighet. Slutligen beskrivs kvävecykeln med fokus på nitrifikation.

2.1 DEN SVENSKA RISKBEDÖMNINGSMODELLEN

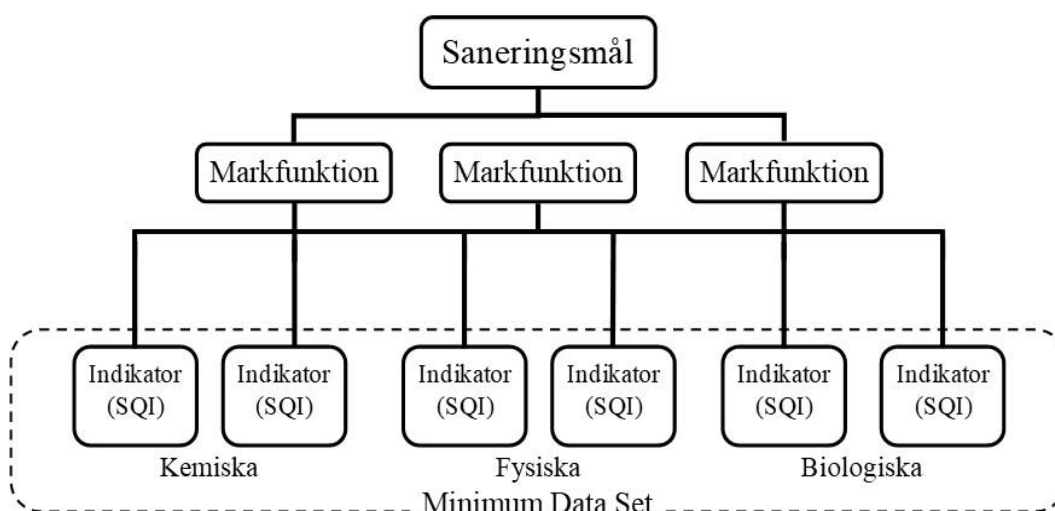
Som tidigare nämnts utgår riskbedömningen från en jämförelse mellan föroreningshalter och de generella riktvärdena som tagits fram av Naturvårdsverket. Det finns riktvärden för två olika typer av markanvändningar, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket 2009a). Känslig markanvändning innebär att människor i alla åldrar ska kunna vistas inom området under en hel livstid och att valet av markanvändning inte ska begränsas av markkvaliteten. Grundvatten och ytvatten samt de flesta markekosystem, skyddas i direkt anslutning till området (Naturvårdsverket 2009a). Inom områden som klassats som MKM accepteras det att markkvaliteten är något försämrad. Dessa områden används ofta som exempelvis industriområden, kontor, parkering eller strövområde, användningsområden där exponeringstiden är begränsad då människor inte förväntas bo där. För dessa områden gäller skydd av grundvatten 200 meter nedströms området och att skydd av ytvatten är i direkt anslutning (Naturvårdsverket 2009a).

Naturvårdsverkets generella riktvärden har tagits fram utifrån artkänslighetsfördelningar, så kallade *Species Sensitivity Distribution* (SSD). Artkänslighetsfördelningar bygger på en sammanställning av vetenskaplig litteratur där olika föroreningars ekotoxikologiska effekter finns dokumenterade för olika organismer (Jones et al. 2006). De ekotoxikologiska testerna tolkas utifrån icke-effekt-koncentrationer (NOEC) vilket innebär den högsta föroreningskoncentration där ingen negativ effekt för testorganismerna kan observeras (Naturvårdsverket 2009a). För markekosystemet baseras riktvärdena på nederländska sammanställningar och för ytvatten har en sammanställning från Kanada använts. Informationen från dessa ekotoxikologiska tester bygger för de flesta av föroreningarna på tester av ett fåtal arter, men som genom extrapolering antas skydda de flesta arter. (Jones et al. 2006). För KM antas 75 % av de marklevande arterna inom området skyddas och för MKM är det motsvarande 50 % (Naturvårdsverket 2009a).

2.2 MARKFUNKTIONER

Vilka markfunktioner som ligger till grund för att bedöma markkvaliteten beror på vad marken ska användas till. Olika saneringsmål kan därför ha varierande krav på vilka markfunktioner som anses ”viktig” (Andrews et al. 2004). På 1970 talet började forskare på allvar tala om markfunktioner men trots att det idag är ett etablerat begrepp (Lehmann & Stahr 2010) råder det ingen konsensus i vad som exakt definierar konceptet (Back et al. 2016; Volchko et al. 2013). Markfunktioner kan bland annat användas för att beskriva

de ingående egenskaperna i markens ekosystem, eller som synonym för de ekosystemtjänster som marken som system tillhandahåller (Volchko 2014). Exempel på markfunktioner är de kretslopp som finns i marken, till exempel för fosfor, kväve och kol eller nedbrytning av organiskt material (Naturvårdsverket 2009a). I det här arbetet kommer definitionen av Volchko et al. (2013, s. 368) att användas: ”*a capacity of soil to fulfil the requirements assigned to it by nature*”. För att bedöma markfunktionen mäts ett antal markkvalitetsindikatorer (SQI). Det finns ingen gängse metod för vilka SQI:er som bör mätas för vilka markfunktioner. Många SQI:er kan representera fler än en funktion. Det minsta antalet SQI:er som behövs för att mäta de markfunktioner som är intressanta för just det saneringsmålet kallas för *minimum data set* (MDS) (Andrews et al. 2004; Volchko 2014). En modell som beskriver valet av MDS finns illustrerad i Figur 1.



Figur 1 Schematisk bild över hur *minimum data set* väljs. Indikatorerna delas här in beroende på om det är kemiska, fysiska eller biologiska indikatorer (modifierad från Karlen et al. 2003).

Ett exempel på MDS med SQI och tillhörande markfunktioner som de representerar finns i Tabell 1.

Tabell 1 Markkvalitetsindikatorer samt de markfunktioner vilka de är ett mått på. Inom det här examensarbetet används en något modifierad variant av SF-Box (Volchko 2014) där kol-kväve-kvoten (C/N) använts som indikator på potentiellt mineraliserbart kväve.

SQI	Markfunktion
Marktextur	Vatteninfiltration, genomluftning, rottillväxt, vattenhalt och näringsinnehåll, adsorption av tungmetaller (mildrar föroreningssituationen då de inte längre blir rörliga i marken). ¹
Innehåll av grovt material	En ökning av grövre jordmaterial (>2 mm) hindrar rottillväxt, minskar mängden växttillgängligt vatten och minskar mängden organiskt material. ¹
Tillgängligt vatten	Markens förmåga att lagra vatten är en förutsättning för att markens organismer och växtligheten ska överleva mellan nederbördstillfällen. ¹
Totalhalt organiskt kol/ organiskt material	Organiskt material bidrar till aggregatstabilitet, att vatten hålls kvar i marken, ökad mikrobiell aktivitet och en förbättrad näringscykel. ²
C/N-kvot	C/N-kvoten (se avsnitt 2.6.5) är normalt omvänt proportionell mot kvävemineraliseringen per kväveenhet. Ju lägre C/N-kvoten är desto mer ökar chansen att det blir en nettomineralisering. ²
pH	pH påverkar lösligheten och växttillgängligheten hos många grundämnen och föroreningar. ²
Totalhalt Fosfor	Näringsämne för växter, indikerar växttillgängligt fosfat. ²

¹Iidowu et al. (2008)²Eriksson et al. (2011)

2.3 PLATSSPECIFIK EKOLOGISK RISKBEDÖMNING

För att veta om de toxikologiska och ekologiska mätningarna som utförs i den ekologiska riskbedömningen innebär hög eller låg markkvalitet behövs en definition för vad ”bra” och ”dålig” markkvalitet innebär. Nedan beskrivs hur markkvaliteten kan bedömas genom att mäta ett antal markfunktioner.

2.3.1 TRIAD-metoden

Triad-metoden används för att bedöma effekter av föroreningar på markekosystemet. Den används bland annat i Nederländerna vid riskbedömning av förorenade områden (Gilek et al. 2009). Triaden är uppbyggd av tre delar: kemi, (eko)toxikologi och ekologi. Inom varje triad utförs ett antal tester. Några exempel på tester inom kemi är mätning av totalkoncentrationer, biotillgänglighet och bioackumulering, inom toxikologi biomarkörer och bioanalyser och för ekologi jordfauna och mikroorganismer. I triaden ingår i sin tur i tre nivåer, med följande ordning: gallring, detaljerad och platspecifik (Jensen & Mesman 2006).

2.3.2 Toxisk potential (TP)

Ofta är områden förorenade med mer än bara en förorening. För att kunna bedöma den ackumulerade risken från flera föroreningar kan värden för toxisk potential (TP) användas. Metoden för att beräkna TP-värden är framtagen inom EU-projektet Liberation

(Jensen & Mesman 2006). I Naturvårdsverkets rapport *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden* rekommenderas Jensen och Mesmans metod som strategi för att beräkna den sammanlagda risken från flera föroreningar.

Först beräknas den toxiska potentialen för varje enskild förorening (TP_i -värdet) på en skala mellan 0 och 1 oberoende av ämnets toxicitet. Ett värde närmare 1 innebär högre giftighet, vilket således beror av ämnets koncentration i relation till dess giftighet.

$$TP_i = \frac{1}{1 + \exp(\log(\text{riktvärde}) - \log(\text{uppmätt halt})) / \beta} \quad (1)$$

där både *riktvärdet* och *uppmätt halt* anges i mg kg^{-1} , och konstanten β motsvarar lutningsgraden för artkänslighetsfördelningskurvan (SSD-kurva). Ofta används $\beta = 0,4$ som schablonvärde. Riktvärdet som använts i ekvation 1 kan variera beroende på vilken skyddsnivå man antar, till exempel de riktvärden som tagits fram för KM eller MKM. Dessa värden bygger som nämnts tidigare på icke-effekt-koncentrationer (NOEC) framtagna från en SSD-kurva (Gilek et al. 2009). Riktvärden som är baserade på NOEC är dock inte framtagna för att kunna kombineras, vilket gör att risken ofta överskattas då de används för att beräkna TP-värdena (Jones et al. 2009). Dessa värden kan användas i nivå 1 i triaden som är en mer översiktlig nivå men bör inte användas i nivå 2 och 3 som ställer högre krav på noggrannhet. Där rekommenderas istället riktvärden som är framtagna från EC50 – de koncentrationer där 50 % av arterna börjar bli ”påverkade” av föroreningen (Jensen & Mesman 2006). I de fall där EC50-värden saknas kan NOEC-värden multipliceras med en faktor 10 för en bra approximation (Rutgers et al. 2006 se Gilek, et al. 2009, s. 24). Istället för EC50 förekommer ibland också HC50-värden vilket är den ”farliga” koncentration där 50 % av arterna är berörda (Jensen & Mesman 2006).

Innan TP-värdena kan användas i triaden måste de justeras för att ta bort eventuella bakgrundshalter enligt ekvation 2 (Gilek et al. 2009):

$$TP_{\text{justerat}} = (TP - TP_{\text{bakgrund}}) / (1 - TP_{\text{bakgrund}}) \quad (2)$$

För att slutligen beräkna den kombinerade risken från flera föroreningar i samma punkt antas påverkan från de olika föroreningarna vara additiva. Den kombinerade risken för föroreningarna beräknas sedan i ekvation 3 för n antal ämnen.

$$TP_{(\text{Kombinerad risk})} = 1 - (1 - TP_{\text{justerat}})_1 \cdot (1 - TP_{\text{justerat}})_2 \cdot \dots \cdot (1 - TP_{\text{justerat}})_n \quad (3)$$

Den kombinerade toxiciteten uttrycks också på skalan 0–1, där 1 innebär maximal påverkan och 0 ingen påverkan. Toxisk potential ger dock endast en indikation på de potentiella riskerna. Det är inte ett mått på faktiska risker (Jones et al. 2009).

Ofta är det den biotillgängliga delen av föroreningshalten som utgör en risk för skyddsobjekten. För en bedömning av risken från den biotillgängliga fraktionen av föroreningsblandningar föreslår Naturvårdsverket samma metodik som ovan men med skillnaden att föroreningarnas biotillgängliga halter använts istället för *uppmätt halt* som baseras på totalkoncentrationer.

2.3.3 Bedömning av markkvalitet genom markklassificering

SF-box är ett verktyg som utvecklats av Volchko (2014) och bygger på en multikriterieanalys. Verktöget, som är uppbyggt i Excel, klassificerar jordarna utifrån deras förmåga att tillhandahålla ett antal markfunktioner. Resultatet blir ett mått på den potentiella markkvaliteten, primärt utifrån dess roll som växtplats för högre växter. I modellen väljs först det MDS som behövs för att uppfylla åtgärds målet. Därefter skattas varje markkvalitetsindikator (SQI) mellan 0 och 1, där 1 innebär bra markkvalitet. De SQI:er som använts i detta arbete redovisas i Tabell 1. SQI beräknas var för sig beroende på om ett högt eller lågt värde på indikatorn innebär bättre/sämre markkvalitet. Därefter beräknas ett geometriskt eller aritmetiskt medelvärde av samtliga markkvalitetsindikatorers ”poäng” (Volchko 2014). Resultatet blir att varje jordprov får ett markkvalitetsindex mellan 0 och 1. Som visas i Tabell 2 motsvarar indexet fem markklasser med fallande kvalitet från 1 till 5.

Tabell 2 Markklassificering 1–5 samt beskrivning och tillhörande index.

Markklass	Innebörd	Markkvalitetsindex
1	Mycket bra	> 0,85
2	Bra	0,70–0,85
3	Medium	0,55–0,69
4	Dåligt	0,40–0,54
5	Mycket dåligt	< 0,40

2.4 FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER OCH TOXICITET

2.4.1 Polycykliska aromatiska kolväten

Vid ofullständig förbränning av kol och kolväten bildas polycykliska aromatiska kolväten (PAH). De största utsläppskällorna är idag småskalig vedeldning samt el- och värmeproduktion. En mindre andel kommer också från trafik och arbetsmotorer (Naturvårdsverket 2017b). Polycykliska aromatiska kolväten byggs upp av sammanfogade bensenringar och förekommer i en rad olika kemiska strukturer. De delas ofta in i tre grupper beroende på molekylvikt PAH-L, PAH-M och PAH-H där slutbokstaven står för låg, medelhög respektive hög molekylvikt. Totalt är det 16 föreningar som ingår i de tre grupperna. Då alla tre analyseras som en sammanslagen grupp kallas den för PAH16 (Naturvårdsverket 2017a). Generellt sett är PAH:er stabila vilket betyder att de bryts ner långsamt i naturen. I tillägg är de fettlösliga och en del är också bioackumulerande (Kemikalieinspektionen 2016). Varierande molekylvikt gör att ämnena skiljer sig åt med avseende på toxikologiska, ekotoxikologiska, kemiska och fysikaliska egenskaper (Naturvårdsverket 2017a). Även exponeringsvägarna varierar med molekylvikten. För PAH-M dominerar inandning av ångor medan intag av jord är en viktig exponeringsväg för PAH-H (Naturvårdsverket 2017a). Marklevande organismer exponeras för PAH främst genom lösta PAH-föreningar i porvattnet. Landlevande

organismer kan via direkt intag av jord, växter eller djur exponeras för PAH-föreningar som ackumulerats där (Naturvårdsverket 2017a). I vattenmiljöer förekommer PAH främst bundet till partiklar i den fria vattenfasen vilket gör att den enkelt transporteras till sediment där den kan ansamlas under lång tid. Många PAH:er anrikas i vattenlevande organismer där de också kan biomagnifieras (Kemikalieinspektionen 2016). Flera former av PAH är cancerframkallande. Vid extremt höga halter påverkas även bland annat levern och immunförsvaret (Livsmedelsverket 2018). En viktig orsak till varför PAH:er är biologiskt toxiska är att deras molekylstruktur är platt, det vill säga att alla molekyler ligger i ett plan (Kemikalieinspektionen 2016).

2.4.2 Bly

Bly förekommer som miljöförorening i både mark, luft, vatten och föda och har använts inom en rad industrier och produkter bland annat ackumulatorindustrin, glasbruk, bensin och batterier (Berggren Kleja et al. 2006). Under de senaste decennierna har utsläppen kopplat till petroleumanvändning minskat kraftigt till följd av att bly har förbjudits i många produkter och verksamheter (Alloway 2013). Bly förekommer också naturligt i berggrunden, vilket på vissa platser i Sverige har resulterat i höga bakgrundshalter i grundvattnet som annars generellt sett har låga halter i Sverige (SGU 2013). I jordar med hög organisk halt binder bly främst till det organiska materialet och i mineraljordar främst till hydroxydytor. Detta gör att bly är relativt immobilt i jorden förutom vid väldigt höga koncentrationer. Bly binder starkare till marken än koppar och zink (Alloway 2013). Den största exponeringen till människor sker via mat och dryck vilket till stor del beror på att bly kan bioackumuleras i både landlevande djur och vattenlevande organismer (Institutet för miljömedicin (IMM) 2017; Sveriges geologiska underökning (SGU) 2013).

2.4.3 Koppar

De största antropogena flödena av koppar kommer från industrier via atmosfäriskt nedfall och via jordbruket i form av gödsling, insektsmedel och avloppsslam. Koppar binder starkt till organiskt material. Lösligheten av koppar beror därför till största delen av pH och halten organiskt material i marken. Lösligheten ökar då mängden organiskt material samt pH-värdet minskar. Koppar är i högre halt toxiskt för alla terrestra organismer så som växter, ryggradslösa djur och mikroorganismer och beror till stor del på de jordfaktorer som styr hur biotillgängligt koppar är (Alloway 2013).

2.4.4 Zink

Zinkförorenade jordar påträffas vid bland annat tidigare smältverk, gruvindustrier och garverier. Idag sprids zink främst till marken via gödsling, atmosfäriskt nedfall från industrier samt via avloppsslam (Alloway 2013). I Sverige är de största zinkutsläppen från förbränning av biomassa (Naturvårdsverket 2017c). Zink binder starkt till hydroxydytor och organiskt material, samt till ler genom jonbyte. Lösligheten av zink i marklösningen ökar markant då pH minskar. Zink i för hög halt är toxiskt för både växter, ryggradslösa djur och mikroorganismer. Toxiska effekter har påträffats vid koncentrationer mellan 100 och 1000 mg kg⁻¹ (Alloway 2013).

2.5 FÖRORENINGARNAS BIOTILLGÄNGLIGHET

Föroreningars biotillgänglighet handlar om den fraktion av ämnet som kommer i kontakt med biologiska system. Ämnen kan vara hårt bundna till jord och sediment och därmed inte komma i kontakt med marklösningen eller marklevande organismer. Över tid ökar ofta graden av fastläggning, något som brukar kallas för *åldring* (Törneman et al. 2009). Vid åldring minskar ämnets biotillgänglighet vilket beror på att föroreningarna efter en tid diffunderar in i markpartiklar och där blir mindre tillgängliga för marklevande organismer (Jensen & Mesman 2006).

2.5.1 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten är opolära, hydrofoba och i varierande grad persistenta. Generellt sett minskar lösligheten i vatten samt flyktigheten då molekylvikten ökar. Omvänt förhållande gäller för fettlösligheten. PAH:ers toxiska effekter varierar med molekylvikt och struktur men generellt sett ökar toxiciteten med ökad molekylvikt (Naturvårdsverket 2017a). PAH:ers hydrofoba egenskaper gör att de främst fastläggs på partiklar och organiskt material. Biotillgängligheten för dessa ämnen styrs därmed till stor del av markens andel organiskt material (Naturvårdsverket 2007; Törneman et al. 2009). Absorptionen är den främsta mekanismen som styr porvattenkoncentrationen av PAH:er, det vill säga hur stor andel av föroreningen som befinner sig i porvattnet och hur mycket som är bundet till kolet i jordmaterialet (Törneman et al. 2009).

För att mäta biotillgängligheten av PAH:er kan POM-metoden användas. Metoden går kortfattat ut på att mäta den fritt lösta koncentrationen av PAH i porvattnet, något som visat sig korrelera med biotillgängligheten (Arp et al. 2014). Halterna i porvattnet kan sedan jämföras med riktvärdet för PAH i markvattnet, för att på så vis få en uppfattning av toxiciteten (Berggren Kleja et al. 2015).

2.5.2 Metaller

Fastläggningen av metallerna styrs främst av tre mekanismer: adsorption, mineralutfällning och jonbyte. För många metaller, däribland bly, koppar och zink, är de vanligaste adsorbenterna organiskt material, järnhydroxider, manganhydroxider samt aluminiumoxider på markpartiklarnas ytor (Berggren Kleja et al. 2006; Törneman et al. 2009). Fällningsgraden styrs av pH, valensform samt redoxförhållanden. Lerhalten i marken styr till stor del jonbyteskapaciteten, då den fysikaliska strukturen för ler möjliggör att joner som adsorberats till dess yta enkelt kan bytas ut mot joner i lösningen (Törneman et al. 2009). Åldringseffekten kan göra att metaller går från att adsorberas till att inneslutas i organiskt eller oorganiskt material i starka innersfärskomplex, vilket minskar biotillgängligheten ytterligare (Eriksson et al. 2011; Törneman et al. 2009).

I vatten förekommer bly, koppar och zink i oxiderande form som katjoner (Pb^{2+} , Cu^{2+} , och Zn^{2+}) där de bildar starka komplex med löst organiskt kol, DOC – (*dissolved organic carbon*). Även i jord binder de mycket starkt till det organiska materialet men även till hydroxydytorna nämnda ovan. Vid mycket låga pH-värden (eller extremt höga) och höga halter DOC ökar mobiliteten i marken (Berggren Kleja et al. 2006; SGU 2013). Det är framför allt halten av organiskt material i marken som avgör hur mycket koppar

det finns löst i vattenfasen, då koppar till skillnad från bly binder mer till det organiska materialet än till oxidytorna. Koppar transporteras i både mark och vatten främst som löst humuskomplex (Berggren Kleja et al. 2006).

För metaller kan biotillgängligheten beräknas med hjälp av ett Excelbaserat beräkningsverktyg *Soil PNEC calculator* som tar hänsyn till markegenskaper som påverkar biotillgängligheten, såsom pH, halt organiskt material samt till åldringseffekten (Arche consulting 2018).

2.6 KVÄVE

För en bättre förståelse av nitrifikationen följer här en översiktlig beskrivning av viktiga steg i kvävet kretslopp som leder fram till nitrifikationen samt en beskrivning av kvävet roll som essentiellt grundämne.

2.6.1 Förekomstformer

78 % av atmosfären består av kvävgas. Trots det är kväve ett av de essentiella näringsämnen som i naturliga ekosystem ofta är begränsande för både växter och djur. Detta beror på att de allra flesta växter och djur inte kan ta upp kväve direkt ifrån luften utan bara som nitrat och ammonium. Kväve utgör en stor andel av det som bygger upp aminosyror och är en viktig beståndsdel i såväl nukleinsyror som klorofyll. Kvävecykeln består av flera processer där olika organismer från familjerna arkéer, bakterier och svampar oxiderar och reducerar kväve. I ett fungerande ekosystem kan kvävet recirkulera utan att marken utarmas på kväve (Brady & Weil 1999).

Den största delen av markens kväve (95–99 %) finns i organisk form där det är hårt bundet i komplexa organiska föreningar, ofta humus (Persson, Näsholm & Högberg 2000). Detta kväve är dock inte växttillgängligt då det inte är löst i marklösningen. Det finns ungefär samma mängd löst organiskt kväve som oorganiskt kväve i marklösningen (Eriksson et al. 2011). En del växter kan ta upp organiskt bundet kväve, bland annat i symbios med mikroorganismer (Båth 2003), men det är framför allt i oorganisk (mineraliserad) form som växten via rotsystemet tar upp kvävet. Det oorganiska kvävet förekommer främst i form av nitratjoner (NO_3^-) eller ammoniumjoner (NH_4^+) och kallas gemensamt för mineralkväve (Stenberg & Aronsson 1999). En del plantor växer bäst med enbart en av dessa kväveformer, men för de allra flesta ger en kombination av båda den bästa förutsättningen för växten (Brady & Weil 1999).

De flesta jordar har som regel en negativ nettoladdning (Eriksson et al. 2011), vilket gör att ammoniumjonen (ammonium) som är positivt laddat hålls kvar i marken i relativt hög grad. Nitratjonen som är negativt laddad kommer däremot att i större utsträckning befinna sig i markvätskan och därmed vara mer växttillgängligt och mer utlakningskänsligt än ammonium (Stenberg & Aronsson 1999).

2.6.2 Mineralisering

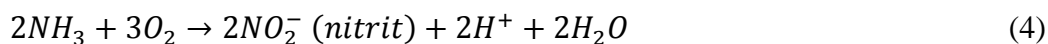
Det första steget i kvävecykeln kallas mineralisering och är den process där mikroorganismer omvandlar det organiskt bundna kvävet till oorganisk form under nedbrytning av kväverikt organiskt material. Omvänt sker immobilisering, vilket är den

process där kväve i oorganisk form omvandlas till organisk form, under mikroorganismers tillväxt på kvävefattigt material. Om det sker en nettomineralisering eller en nettoimmobilisering beror bland annat på tillgången på lättillgängligt organiskt material samt hur kväverikt detta material är. C/N-kvoten brukar användas som ett mått för om det sker en nettomineralisering eller en nettoimmobilisering, där en C/N-kvot högre än 25 oftast leder till en nettoimmobilisering. I mineraliseringssteget bildas mineralkväve i form av ammonium/ammoniak som slutprodukt (Eriksson et al. 2011).

2.6.3 Nitrifikation

Det andra steget i kvävecykeln kallas nitrifikation och är den process då ammonium/ammoniak oxideras till nitrat. Detta sker i två huvudsteg (Eriksson et al. 2011).

I det första steget (reaktion 4) oxideras ammoniak till nitrit:



I det andra steget oxideras nitrit till nitrat (reaktion 5):



Som visas i reaktion 5 och reaktion 6 är nitrifikationen en syreberoende process. De två stegen i nitrifikationen är även pH-beroende på grund av att pH påverkar jämvikten mellan ammonium och ammoniak (Eriksson et al. 2011). De ammoniakoxiderande bakterierna är oftast så kallade autotrofa bakterier, vilket innebär att de får sin energi ifrån oorganiskt material, i det här fallet då de oxiderar ammoniak (Eriksson et al. 2011). Det finns också heterotrofa bakterier som får sin energi ifrån organiskt material, men deras nitrifikationsprocess är oftast betydligt långsammare (Sahrawat 2008). Exempel på vanligt förekommande autotrofa nitrifierare är Nitrosospira som oxiderar NH_3 till NO_2^- samt Nitrospira och Nitrobacter som oxiderar NO_2^- till NO_3^- (Eriksson et al. 2011).

En relativt ny upptäckt är att nitrifikationsprocessens första steg utförs av både arkéer och bakterier. Tidigare har endast bakteriers bidrag varit känt (Di et al. 2010; Wessen et al. 2011) Det råder dock fortfarande oklarhet kring vilken betydelse ammoniakoxiderande bakterier (AOB) och ammoniakoxiderande arkéer (AOA) har för ammoniakoxidationen (Di et al. 2010). Det finns både forskning som säger att arkéer bidrar i störst utsträckning till ammoniakoxidation (Offre & Nicol 2009) samt forskning som säger att det är bakterier som står för det största bidraget (Jia & Conrad 2009).

2.6.4 Markens nitrifikationspotential

Då nitrifikation utgör en central del i kvävecykeln samt påverkar risken för kväveförluster från systemet genom utlakning och denitrifikation är det intressant att kunna mäta den mikrobiella populationens storlek och status. ISO-standard 15685 är en metod för att snabbt kunna mäta ammoniakoxidationen. Metoden är lämplig för att översiktligt

undersöka markkvaliteten hos bland annat förorenade jordar eller för att jämföra kontaminerade och icke-kontaminerade prover med varandra (ISO 2012).

I nitrifikationsprocessen oxideras nitrit omedelbart till nitrat (se reaktion 5 & 6) vilket betyder att ammoniak oxideras i samma takt som ackumuleringen av nitrat sker. Genom att tillsätta natriumklorat till en marklösning kan oxidationen av nitrit hindras (Eisentraeger et al. 2005; ISO 2012). Den mängd nitritkväve som ackumuleras kan då mätas under en given tid och blir ett mått på förmågan hos autotrofa ammoniakoxiderande bakterier (AOB) och ammoniakoxiderande arkéer (AOA) att utföra ammoniakoxidation (Wessen et al. 2011). I metoden tillförs ammonium (substratet) till jorden varför det är den ”potentiella” förmågan hos AOA och AOB att utföra ammoniakoxidation som mäts och inte den faktiska ammoniakoxidationen (Eisentraeger et al. 2005). Ofta kallas mätmetoden för substratinducerad ammoniakoxidation och förkortas SIAO (Wessen et al. 2011). Att endast nitritkvävet mäts beror dels på att det är svårare att mäta både nitrit och nitrat då de kräver två olika typer av mättekniker samt för att metoden för att mäta nitrat är mindre tillförlitlig (Belser & Mays 1980). Vid mätning av nitritkväve är det viktigt att inhibitorn hämmar oxidationen av nitrit fullt ut samtidigt som ammoniakoxidationen förblir opåverkad (Eisentraeger et al. 2005). I ISO-standarden 15685 används natriumklorat, vilket har visats vara en bra inhibitor som uppfyller dessa krav (Belser & Mays 1980; ISO 2012).

2.6.5 Markparametrar som påverkar nitrifikationen

Tillgången på substrat är en viktig faktor som påverkar nitrifierarna. Markparametrar som påverkar substrattillgången kommer därför att påverka nitrifikationen.

Organiskt material och dess sammansättning

En nettomineralisering gynnar nitrifikationen då det bildas mer ammonium/ammoniak (Strong et al. 1999). Då kvävet är starkt bundet till det organiska materialet påverkas mineraliseringen som nämnts tidigare av tillgången på organiskt material samt kväveinnehållet i det organiska materialet (Eriksson et al. 2011). Därmed blir C/N-kvoten en viktig faktor som påverkar nitrifikationen (Brady & Weil 1999). Mängden organiskt material, ofta uttryckt som organiskt bundet kol påverkar i sin tur också markens vattenhållande förmåga, markstrukturen samt genomluftning (se *Vattenhalt* nedan). En stor del av markens fosfor finns också bundet till det organiska materialet vilket är ett essentiellt näringsämne för mikroorganismer (Eriksson et al. 2011).

Jordart

Lerhalten i jorden påverkar nitrifikationen på flera sätt och kan både vara positiv och negativ. En ökad lerhalt leder bland annat till en ökad mängd organiskt material, förhöjd luftning i marken till följd av aggregatbildning samt att marken får en bättre vattenhållande förmåga (Eriksson et al. 2011). I jordar med hög vattenhalt har en hög lerhalt en negativ påverkan på nitrifikationen men då en jord har torkat och sedan återfuktats har lerhalten istället en positiv effekt (Strong et al. 1999). Lerpartiklarnas negativa nettoladdning kan påverka nitrifikationen genom att tillgången på substrat

minskar då ammoniumjoner adsorberats till negativa markpartiklar och därmed blir svåråtkomliga för mikroorganismerna då de inte längre finns i marklösningen (Stenberg & Aronsson 1999).

pH

pH-värdet styr hur jämvikten ser ut mellan ammonium och ammoniak, vilket påverkar halten ammoniak (substratet) i marklösningen. Vid högre pH-värden förskjuts jämvikten och mer ammoniak bildas och därmed också mer nitrat (Brady & Weil 1999). Nitrifikationen sker främst i ett pH-intervall mellan 5,5 och 10. Det optimala värdet är ca 8,5. Processen kan ske vid ett lägre pH än 5,5, men inte i lika stor utsträckning (Allison & Prosser 1993; Sahrawat 2008).

Syre

Organismerna som utför nitrifikationen är aeroba bakterier vilket betyder att syre behövs för att nitrifikationen ska fungera och även reaktionen i sig förbrukar syre då syre är det som reduceras vid nitrifikation (Brady & Weil 1999). En väl-dränerad jord med bra aggregatstruktur är därför viktig för att luft ska komma ner i marken (Brady & Weil 1999). En syrehalt på 20 % är optimalt för nitrifikationsprocessen, vilket i princip motsvarar atmosfärens syrehalt på 21 % (Sahrawat 2008).

Vattenhalt

Vattenhalten och syretillgången hör ihop då vattenhalten påverkar hur mycket luft som finns i porerna, vilket betyder att en hög vattenhalt har negativ effekt på nitrifikationen (Sahrawat 2008). Även en alltför låg vattenhalt påverkar dock nitrifikationen negativt genom att den mikrobiella aktiviteten minskar generellt. En bra vattenhalt för nitrifikation stämmer ganska väl överens med den optimala vattenhalten för många växter, då ca 60 % av porvolymen är fylld med vatten (Brady & Weil 1999).

Föroreningar

Alltför höga tillgängliga halter av tungmetaller har visats ha en negativ effekt på nitrifikationen (Adriano 2001; Li et al. 2009; Sauvé et al. 1999). Halterna för ”toxiska” effekter varierar dock mycket mellan olika studier vilket bland annat kan förklaras med ”åldringseffekten” samt markegenskaper som påverkar biotillgängligheten för metallerna (Alloway 2013; Giller et al. 2009). Även PAH har en negativ effekt på nitrifikationen, om än inte lika väldokumenterad som metallernas toxiska effekt (Lindgren et al. 2012; Lindgren et al. 2014). I en studie av Hund-Rinke & Simon (2008) påvisades en viss toxisk effekt på SIAO.

3 BESKRIVNING AV UNDERSÖKNINGSLOKALEN

Fastigheten Skönsmon 2:12 ligger inom området Kubikenborg drygt tre km sydost om Sundsvalls centrum i Västernorrland. Som visas i Figur 2 angränsar fastigheten till Sundsvallsfjärden och är ca 40 000 m² stort. Sedimentära bergarter dominerar inom området och jordarterna består till stor del av fyllnadsmassor och postglacial sand. Grundvattnet flödar i riktning mot Sundsvallsfjärden och följer topografin (Hifab 2015). Sundsvalls kommun är idag ägare av fastigheten och framtida markanvändning ska enligt Sundsvalls kommuns översiktsplan vara för industriverksamheter (Sundsvalls kommun 2014).



Figur 2 Översiktskarta över Sundsvall där inzoomad bild visar fastigheten Skönsmon 2:12. © Lantmäteriet 2013.

I området Kubikenborg har det sedan mitten av 1800-talet bedrivits olika typer av industriverksamheter. Mellan åren 1857 och 1939 fanns ett sågverk på platsen och 1941–1966 byttes sågverket ut mot en fönsterfabrik. Doppning av virket för att motverka skadeangrepp från svamp och mögel förekom på platsen samt kolning för att tillverka träkol. Doppningsmedel har potentiellt bidragit till spridning av föroreningarna dioxin och klorfenol och kolningen till spridning av PAH och metaller (Hifab 2015).

3.1 TIDIGARE PLATSUNDERSÖKNINGAR & FÖRORENINGSSITUATION

Ett antal miljöutredningar har utförts på området sedan 1998 samt två saneringar, en PCB-sanering år 1999 och en avgränsning av oljeförorening 2011. Den senaste och mest omfattande utredningen är en huvudstudie gjord av Hifab AB 2015 på beställning av Sundsvalls kommun. Syftet med utredningen var att ta fram ett underlag för beslut om området behöver åtgärdas samt ge förslag på en eventuell åtgärds metod. Slutrapporten visar tillsammans med tidigare utredningar att marken till följd av de många industriverksamheterna är förorenad och området är klassat som riskklass 1¹. Då området i framtiden planeras att användas som industriområde har halterna på platsen jämförts med riktvärden för MKM (Hifab 2015).

Fastigheten har i huvudstudien delats in i fem egenskapsområden, A–E, för att bättre kunna bedöma föroreningssituationen. Indelningen har utgått dels från geografiskt läge men också vilken verksamhet som bedrevs där samt påträffade föroreningar. De miljötekniska undersökningarna, vilka sammanfattas i huvudstudien, visar att många av föroreningarna ligger över Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM. Dessa benämns i huvudstudien som primära föroreningar och är: PAH, bly, koppar, zink, barium, antimon, bensen, 1,2 dikoretan, dioxin samt PCB. I huvudstudien jämfördes också halterna med platsspecifika riktvärden som tagits fram inom huvudstudien med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsmodell för platsspecifika riktvärden. Resultatet visade att samtliga egenskapsområden A–E överstiger acceptabla halter för att området ska kunna användas för industriverksamheter. Skydd av markmiljö är det skyddsobjekt som i störst utsträckning blev styrande för de platsspecifika och de generella riktvärdena, och PAH det ämne som genererar den största mängden förorenad jord (Hifab 2015).

Det åtgärdsförslag som lades fram i huvudstudiens riskvärdering innebär en kombination av schaktning för deponering och schaktning följt av jordtvätt. Kostnaden för saneringen bedöms ligga mellan 20–22 miljoner kronor (Hifab 2015). Med bakgrund av att *skydd av markmiljö* blev styrande för riktvärdena i riskbedömningen utfördes ytterligare en undersökning efter det att Huvudstudien var klar. Med uppdrag från Sundsvalls kommun genomförde Statens geologiska institut (SGI) 2015 en analys av PAH:s biotillgänglighet för marklevande organismer (Sundsvalls kommun 2016). Resultatet visade att PAH antagligen inte har så stor påverkan på markekosystemet, vilket går emot det resultat som fås då Naturvårdsverkets generella riktvärden används. Detta skulle i förlängningen kunna innebära att högre platsspecifika riktvärden kan användas om de revideras utifrån kunskap om biotillgängligheten. I förlängningen innebär det också minskade saneringskostnader då en mindre mängd jord måste saneras.

¹ Riskklass 1 innebär *Mycket stor risk* och är den högsta av fyra klasser enligt Naturvårdsverkets riskklassificering. Se: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Att-inventera-fororenade-omraden/>

4 MATERIAL OCH METODER

Inom examensarbetet har nitrifikationspotentialen bestämts för jordprover som insamlats inom projektet *Fördjupad markökologisk riskbedömning* (SGI 2018). Övriga markdata såsom markparametrar, föroreningshalter samt DNA-analysen erhöles från samma projekt (Jones & Hallin, opublicerade data).

4.1 PLACERING AV PROVPUNKTER

Provtagningen genomfördes den 6–8 september 2017. För att bestämma provpunkternas placering delades fastigheten Skönsmon 2:12 in i fyra egenskapsområden utifrån förväntade halter av PAH som framkommit i Hifabs huvudstudie. Delområdena L₁ och L₂ förväntades ha låga halter av PAH, delområde M och H medelhöga respektive höga halter. Inom dessa områden placerades sammanlagt 50 provpunkter slumpmässigt inom ett förvalt rutnät som skapats i programmet Arcmap. Rutornas storlek varierade för de olika områdena på grund av att tätare provpunktstagnung bedömdes vara viktigare där halterna förväntades vara högre (Tabell 3). Karta över delområdena visas i Figur 3.

Tabell 3 Förteckning över samtliga provtagningsområden på fastigheten Skönsmon 2:12. (Tabellen är modifierad utifrån en tabell i SGI 2018).

Delområde	Storlek (m ²)	Antal prover	Rutnätets storlek	Provpunkter
H	1985	20	10×10 m	FF 17:1-FF 17:20
M	12125	18	25×25 m	FF 17:21- FF 17:38
L1	6277	5	30×30 m	F 17:39- FF 17:43
L2	8912	7	30×30 m	FF 17:44-FF 17:50

Efter placeringen av provpunkterna justerades positionen om placeringen inte uppfyllde de kriterier som finns listade i Tabell 4.

Tabell 4 Förklaring av de beslutskriterier som avgjorde var provpunkterna skulle placeras. (Tabellen är modifierad utifrån en tabell i SGI 2018).

Område	Kriterier för att använda slumpade provpunkter
Område H:	Den slumpade provpunkten ligger inne i en ruta. Minst 60 % av rutans yta ligger inom området och inte i uppenbarligen svallat material.
Område M:	Den slumpade provpunkten ligger inne i ruta. Minst 60 % av rutans yta ligger inom området.
Område L1:	Den slumpade provpunkten ligger inne i rutan. Minst 60 % av rutans yta ligger inom området och inte i uppenbarligen svallat material.
Område L2:	Den slumpade provpunkten ligger inne i rutan. Minst 50 % av rutans yta ligger inom området och inte i uppenbarligen svallat material eller i den hög som lagts upp på området (markerad med blå cirkel i Figur 3).

Förutsättningarna på platsen gjorde att det inte alltid var möjligt att placera provpunkterna exakt där den slumpmässiga placeringen hade hamnat. Positionen korrigerades därför ytterligare om de hinder som finns listade i Tabell 5 fanns då jordprovtagningen

genomfördes. Då flyttades provpunkten i första hand norrut, i andra hand västerut, i tredje hand så långt åt öster eller söder som minst behövdes för att hamna utanför hindret. Provpunkternas slutliga koordinater finns i bilaga A.

Tabell 5 Kriteriebeskrivning för beslut att flyttade slumpmässigt utplacerade provpunkternas placering. (Tabellen är modifierad utifrån en tabell i SGI 2018).

Kriterier för att ändra placering av provpunkt

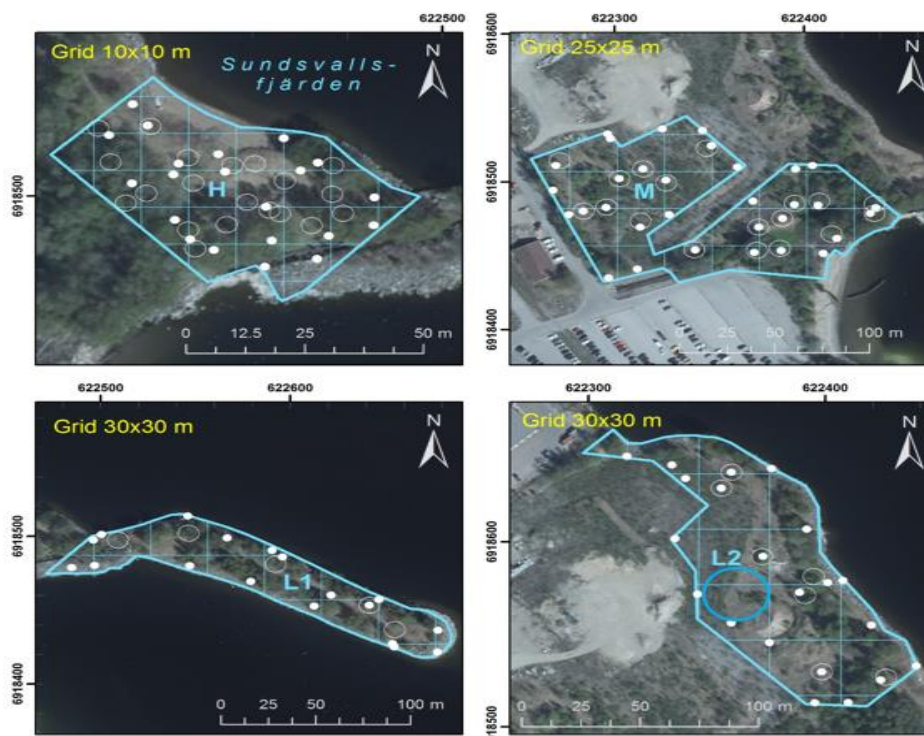
Hinder i form av stor sten, träd, upplag av jordmassor.

Tidigare provgrop upptäcks på samma position.

Provpunkten hamnar på stranden eller i svallat/eroderat material.

Djupet till övervägande stenigt bedöms som tunt (<15 cm) efter flera stick med Ulltunaborr. Detta är framför allt aktuellt nära strandlinjen.

I Figur 3 visas de fyra områdena med tillhörande rutnät samt placeringen av provpunkterna.



Figur 3 De fyra delområdena, fyllda cirklar är de slumpade provpunkterna och de öppna cirklarna de slutgiltiga provtagningspunkterna. Inom den blå cirkeln finns en hög av restmaterial varpå inga provpunkter placerades där. Observera att skalan varierar för de olika kartbilderna. Bilderna kommer från en rapport av SGI (SGI 2018).

4.2 FÖRVARING OCH PROVTAGNING

Jordproverna togs inom 20 x 20 cm på ett djup mellan 0 och 20 cm. Hela jordvolymen sällades genom ett 2 mm-såll direkt i fält. Jordlagrets övre skikt var ca 20 cm djupt på hela området vilket begränsade djupet för de ekologiska parametrarna. De 50 jordproverna för kväveanalys förvarades i plastpåsar väl förslutna och förvarades under

en kort tid i kyl med en temperatur på 8 °C innan de placerades i frys (-18 °C). Infrysningen skedde inom 48 timmar. Att förvara jordprov i -20 °C i upp till 13 månader ska inte ha någon negativ påverkan på markens mikroflora (Stenberg et al. 1998b).

4.3 BESTÄMNING AV AMMONIAKOXIDATIONSPOTENTIAL

4.3.1 Testanalys

Innan analysen av jordproverna från Skönsmon genomfördes gjordes en testanalys av två jordar, Nåntuna och Krusenberg. Jordproverna togs i september 2017 inom ett annat markprojekt och tillhandahölls för testanalys av Dan Berggren Kleja. Proverna har förvarats i frys -20° C. Syftet med testanalys var dels att prova metoden för att se att den fungerade bra med de materiel som skulle användas och dels att undersöka hur viktigt det var att jordproven upptinades vid samma tidpunkt. ISO-standarden 15685 innehåller ingen information för hur länge prover som har varit frysta bör tinas. I testförsöket tinades proverna i 24 respektive 48 timmar innan de analyserades enligt ISO standarden 15685, se avsnitt 4.3.2. För analysen av jordproverna från Skönsmon valdes sedan 48 timmar som upptiningstid.

4.3.2 Analys av jordprover från Skönsmon 2:12

De 50 jordproverna analyserades enligt ISO-standarden 15685 vid Sveriges lantbruksuniversitet under mars månad 2018. Varje jordprov tinades mellan 46 och 50 timmar varefter tre replikat med 25 g jord vardera, totalt 150 jordprover, analyserades. I varje omgång har 5 olika jordprov analyserats. Inräknat med replikat och blankprov har sammanlagt 15 prover analyserats per omgång.

Inkubationsmedlet, enligt ISO-standarden kallat *Testmedium*, innehöll följande ämnen:

- Kaliumdivätefosfat (KH_2PO_4) [0,2 mol/l]
- Kaliumvätefosfat (K_2HPO_4) [0,2 mol/l]
- Natriumklorat (NaClO_3) [0,5 mol/l]
- Ammoniumsulfat ($[\text{NH}_4]_2\text{SO}_4$)
- Destillerat vatten

Testmediet blandades till under flera omgångar allteftersom labbarbetet pågick. Samtliga tillredningar av testmediet kontrollerades med en pH-mätning för att uppfylla metodkravet på pH: 7.2. För mätningen användes pH-mätaren: *PHM93 Reference pH Meter*.

Torrsubstansen, TS, för samtliga prover fanns som tillgänglig information innan laborationen genomfördes varpå vattenhalten i jordproverna kunde beräknas enligt ekvation 6.

$$100 - TS [\%] = \text{Vattenhalt} [\%] \quad (6)$$

För att beräkna vattnets massa användes ekvation 7.

$$m_{H_2O} [g] = m_{jord} [g] \cdot Vattenhalt[\%]/100 \quad (7)$$

Vattnets volym beräknades enligt ekvation 8. Där $\rho_{H_2O} = 1 \text{ g/ml}$ användes för vattnets densitet. Ett noggrannare densitetsmått ansågs inte behövas utifrån precisionen på övriga delar i utförandet.

$$V_{H_2O} [ml] = \frac{\rho [g/ml]}{m_{H_2O} [g]} \quad (8)$$

Vattenhalten beräknades för samtliga jordprover för att bestämma den mängd testmedium som skulle tillsättas jordproverna. Den totala vätskevolymen i det inkuberade provet skulle enligt metoden vara 100 ml. Mängden testmedium beräknades enligt ekvation 9.

$$Testmedium [ml] + V_{H_2O} [ml] = 100 [ml] \quad (9)$$

De fem jordproverna som analyserades i samma omgång valdes utifrån liknande vattenhalt. För att underlätta arbetet har vattenhalt fått variera med $\pm 2 \%$ inom varje grupp. Denna skillnad i vattenhalt bedöms inte påverka resultatet. För vattenhalt, torrsubstans etc., se bilaga B.

Efter att testmedium tillsatts placerades jordproverna i en orbital skakmaskin (Infors TR-225) med inställningen på 175 rotationer/minut i ett rum där temperaturen var ca 25 °C. Efter 2 och 6 timmar stoppades maskinen och 4 ml av jordsuspensionen pipetterades med hjälp av en 1–5 ml pipett modell *Biohit Proline* till centrifugrör dit också 4 ml kaliumklorid tillsattes för att totalt avstanna processen. Rören centrifugerades därefter i en *Allegra X-15R* under 2 minuter och vid 3000 g. Därefter placerades proverna i kylskåp för att inom 24 timmar analyseras. I det sista steget i metoden mättes halten nitritkväve genom analysmetoden *G-287-02*². Denna analys utfördes av en forskare vid Mark- och växtlaboratoriet vid Institutionen för mark och miljö. Detektionsgränsen för att mäta halten nitritkväve var 0,01 mg/l. De provpunkter vars resultat låg under detektionsgränsen gavs värdet av halva detektionsgränsen, 0,005 mg/l. Att använda halva detektionsvärdet vid redovisning av låga värden är en vanlig ersättningsmetod (Norrman et al. 2009).

4.3.3 Beräkningar

Utifrån halten nitritkväve beräknades den substratinducerade ammoniakoxidationen, uttryckt som ackumulerat nitritkväve per gram torr jord per minut. För varje replikat beräknades först skillnaden mellan de två tidpunkternas halter enligt ekvation 10. De halter som låg under detektionsgränsens värde på 0,01 mg/l sattes till värdet av halva detektionsgränsen, 0,005 mg/l. Detta resulterade i att 12 av provpunkterna fick

² Grasshoff, K. Technicon International Congress, June 1969.

koncentrationen noll, då de punkterna hade halter under detektionsgränsen för både tidpunkten vid 2 och 6 timmar. Inga värden har korrigerats med avseende på blankvärdet då samtliga blanker låg under detektionsgränsen.

$$C_{NO_2-N} = C_{l,6h} - C_{l,2h} \quad (10)$$

där $C_{l,2h}$ är koncentrationen nitritkväve i jordprovslösning efter 2 timmar, $C_{l,6h}$ är koncentrationen nitritkväve i jordprovslösning efter 6 timmar och C_{NO_2-N} är den producerade nitritkoncentrationen mellan perioden 2 och 6 timmar. Samtliga har enheten [$\mu\text{g } NO_2 - N \text{ ml}^{-1}$].

Inga extremvärden kunde urskiljas av de replikat som tillhörde samma jordprov varpå samtliga replikat behölls och ingick i det medelvärde som beräknades av de tre replikaten, se bilaga B. Slutligen beräknade den substratinducerade ammoniakoxidationen enligt ekvation 11.

$$\text{SIAO (ng } NO_2 - N \text{ g}^{-1} \text{ TS jord min}^{-1}) = \frac{\Delta C_{NO_2-N} \cdot 2 \cdot 100 \cdot 1000}{m_{dm} \cdot 4 \cdot 60} \quad (11)$$

- 2: Utspädningsfaktor för att ta hänsyn till tillsatts av kaliumklorid
- 100: Mängden tillsatt testmedium [ml]
- 1000: konverteringsfaktor [ng/ μg]
- m_{dm} : Massa torkat jordprov [g]
- 4: Tidsskillnaden (6 timmar – 2 timmar) [h]
- 60: Omvandlingsfaktor till minuter

4.4 ANALYSER OCH BERÄKNINGAR UTFÖRDA AV SGI

4.4.1 Markparametrar

Tabell 6 beskriver kort de analysmetoder som använts för att ta fram markparametrarna. C/N-kvoten skiljer sig från övriga parametrar då den inte är uppmätt utan beräknad.

Tabell 6 Översiktlig förteckning av analysmetoderna som använts för att ta mäta och beräkna markparametrarna. Analyserna utfördes av Eurofins.

Markparameter	Analysmetod	Beskrivning av analysmetod
Ler [%]	SS-ISO 11 277	Texturanalys genom siktning och sedimentation
Kväve [%]	SS-EN 13342	Bestämning av Kjeldahlkväve (organiskt kväve och ammonium-/ammoniak-kväve) Kjeldahlkväve används som en approximation av totalkväve
pH	SS-ISO 10390:20	Metod för att mäta pH-värdet i vattenextrakt
Fosfor [mgkg ⁻¹]	ISO 11263	Olsen-P, en metod för bestämning av mängden växttillgängligt fosfor
Organiskt kol [%]	SS-EN 13137:2001	Metod för att mäta det kol som är bundet i organiskt material
C/N	–	Förhållandet mellan organiskt kol och kväve, beräknas utifrån kvävehalt och organiskt kol

4.4.2 Föroreningar: totalhalt och biotillgängliga halter

Örebro Universitet fastställde PAH-halter på markdjupet 0–20 cm och Eurofins kvantifierade metallhalter genom metoden EN ISO 17294–2. Halterna av PAH i porvattnet uppskattades med hjälp av POM-metoden (se avsnitt 2.5.1) och utfördes av SLU, Institutionen för Vatten och miljö.

4.4.3 Bestämning av mängden ammoniakoxiderare med DNA-teknik

För att mäta populationen av ammoniakoxiderande arkéer (AOA) och bakterier (AOB) användes DNA-teknik för att mäta mängden DNA per gram jord och antalet genkopior (amoA-gener) per ng extraherat DNA. I nitrifikationsprocessens kodar amoA-genen för ett visst enzym vilket gör att den kan användas för att mäta AOA (Pester et al. 2012) och AOB (Rotthauwe et al. 1997). Samtliga DNA-analyser genomfördes inom SGI projektet. I rapporten kommer DNA-analysen ges som antalet genkopior per gram jord (Jones & Hallin, opublicerade data).

4.4.4 Beräkning av toxisk potential

Den toxiska potentialen för de primära föroreningarna på platsen, det vill säga metallerna bly, koppar och zink samt PAH16 beräknades enligt Jensen & Mesmans metod (2006) som beskrivs i avsnitt 2.3.2. Även beräkningen baserad på de biotillgängliga halterna kommer att presenteras här då det är den biotillgängliga fraktionen som påverkar mikroorganismerna och därmed blir intressant i en senare jämförelse med ammoniakoxidationen. För metallerna beräknades först de enskilda föroreningarnas TP-värden enligt ekvation 1 och sedan den sammanlagda toxiska potentialen enligt ekvation 3. För PAH16 som består av flera PAH-föreningar har den toxiska potentialen för hela

ämnesgruppen beräknats direkt enligt ekvation 12 då de har samma typ av toxiska verkningsmekanism (SGI 2018).

$$HU = \frac{[n_1]}{10^{\alpha_1}} + \frac{[n_2]}{10^{\alpha_2}} + \dots + \frac{[n_n]}{10^{\alpha_n}} = \sum_n \frac{n}{10^{\alpha_n}} \quad (12)$$

Den sammanlagda toxiska effekten uttrycks i ekvationen som *HU* (*Hazard unit*) där $n_1, n_2 \dots n_n$ står för de olika PAH:erna och $\alpha = \log(HC50)$. För TP-värden beräknade utifrån totalhalter används HC50 värden baserade på EC50-data framtagna av den nederländska myndigheten RIVM. Biotillgänglighetskorrigerade TP-värden beräknades med hjälp av uppmätta porvattenhalter vilka jämfördes med kritiska porvattenhalter motsvarande ett skyddsvärde på 50 % av arterna (HC50) (Berggren Kleja et al. 2015). TP-värdet för PAH16 beräknades därefter med ekvation 13 där β (lutningen på SSD-kurvan) antogs vara 0,4.

$$TP = \frac{1}{1 + e^{-\log(HU) \cdot \beta^{-1}}} \quad (13)$$

För bly, koppar och zink beräknades ett platsspecifikt HC50-värde genom det Excelbaserade beräkningsprogrammet *Soil PNEC calculator*. För beräkningar i programmet inkluderas information om provpunkternas pH, lerhalt och halt organiskt kol.

4.4.5 SF-box

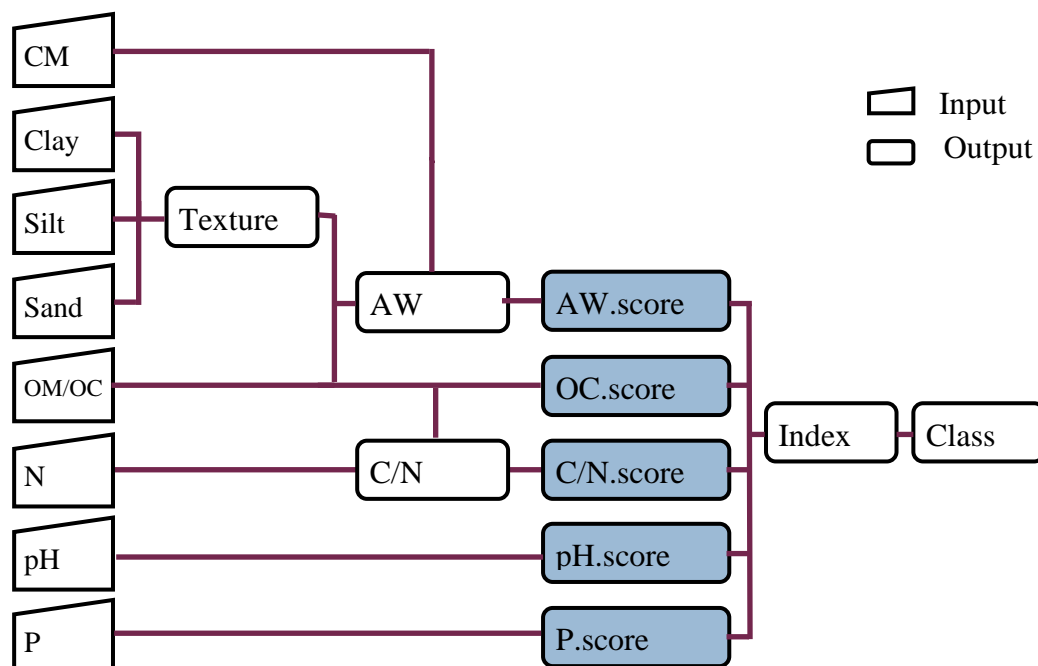
För beräkningar av markkvalitet med SF-box användes en modifierad version av SF-box, se avsnitt 2.3.3. De markkvalitetsindikatorer som användes för att beräkna markkvalitet var: tillgängligt vatten, halt organiskt kol, C/N, pH, samt halt tillgängligt fosfor. Samtliga markkvalitetsindikatorer förutom *tillgängligt vatten* (AW) finns beskrivna under avsnitt 4.4.1 och därför kommer endast metoden för att beräkna AW att beskrivas här.

Tillgängligt vatten (AW), det vill säga det vatten som är tillgängligt för växterna, skattades utifrån Behrman & Williams (2016) metod. I ekvation 14 ingår information om kornstorlekarna, ler (Cl), silt (Si) och sand (Sa) samt organiskt material (OM). Koefficienterna i ekvationen bygger kornstorlekarnas samt det organiska materialets vattenhållande kapacitet och kan i ekvationen ses som konstanter, $\alpha = 0,05$, $\beta = 0,26$, $\gamma = 0,08$ och $\delta = 0,9$.

$$AW = \frac{\alpha Sa + \beta Si + \gamma Cl + \delta OM}{Sa + Si + Cl + OM} \quad (14)$$

Det MDS som ingår i den platsspecifika riskbedömningen av Skönsmon 2:12 visas i Figur 4 som in-parametrar. En del SQI:s skattas inte direkt mellan 0 och 1 utan ingår i andra SQI:s. Detta gäller för kornstorlekarna: ler, silt och sand som tillsammans med informationen av andelen grovt material (CM) ingår för att beräkna mängden tillgängligt vatten (AW) som i sin tur är den markkvalitetsindikatorn som skattas mellan 0 och 1. På

samma sätt ingår kvävehalten i C/N-kvoten, se Figur 4. Ett geometriskt medelvärde användes för att beräkna det slutgiltiga markkvalitetsindexet, *index* i Figur 4.



Figur 4 Flödesschema över SF-boxmodellen (modifierad från Volchko 2014). CM – content of coarse material, OM – organic matter, OC – organic carbon, N – total nitrogen, P – available phosphorus, AW – available water, C/N – C/N ratio. De blåmarkerade rutorna är de skattade poängen för parametrarna. Index: det index mellan 0 och 1 som parametrarna sammanslaget får. Class: vilken klass (1–5) som indexet resulterar i.

4.5 UTVÄRDERING AV RESULTAT

4.5.1 Statistisk bearbetning av data

Den statistiska analysen och bearbetningen av data utfördes i statistikprogrammet *JMP* 13.0.0 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA, 2016). Här listas de in-parametrar som har analyserats. Förkortningarna inom parantes är de som använts i programmet och kommer att användas som beteckning i resultatdelen. Biotillgängliga halter förkortas här *biotillg.*

Markparametrar

- Substratinducerad ammoniakoxidation (SIAO)
- Halt organiskt kol (Org-C)
- Totalkväve(Tot-N)
- pH-värde (pH)
- Fosfor (P)
- Kol-kväve-kvot (C/N)
- Ler (Ler)

Föroreningar

- TP-värden för biotillgänglig halt av PAH16 (TP-PAH16,biotillg.)
- TP-värden för biotillgänglig metallhalt (TP-Cu+Pb+Zn,biotillg.)
- TP-värden för biotillgängliga halter av metaller+PAH16 (TP-PAH16+Cu+Pb+Zn,biotillg.)
- TP-värden för totalhalter av PAH16 (TP-PAH16,tot.)

DNA-analys

- Antalet genkopior för ammoniakoxiderande arkéer (AOA.g.SOIL.DW)
- Antalet genkopior för ammoniakoxiderande bakterier (AOB.g.SOIL.DW)

Markkvalitet

- SF-box

Data för de ingående parametrarna granskades avseende normalfördelning; detta uppfylldes endast av lerhalterna. Övriga parametrar transformerades med Johnson Normalizing vilken kan korrigera för skevhet (Carsel & Parrish 1998).

4.5.2 Linjär regression

Sambandet mellan SIAO och övriga indata undersöktes genom linjära regressioner. I programmet *JMP* valdes Pearson-korrelation för att beräkna korrelationskoefficienten (r) som anger hur starkt det linjära sambandet är mellan två variabler. Värdet nära noll indikerar ett mycket svagt linjärt samband mellan variablerna (Grandin 2012; JMP 2016).

Varje p-värde motsvarar ett test av nollhypotesen som säger att den sanna korrelationen är noll mellan responsvariabeln och den förklarande variabeln, det vill säga att det inte finns något linjärt samband mellan dem. Mothypotesen är i det här fallet att det finns ett kausalt samband mellan dem. I analysen anses p-värdet lägre än 0,001 uppfylla en stark signifikans och sen i fallande skala till p-värdet lika med eller över 0,05 som inte uppfyller kravet för att kunna förkasta nollhypotesen.

4.5.3 Linjär regressionsanalys utan extremvärde

I *JMP* utfördes också en linjär regressionsanalys på samma transformerade parametrar men utan det extremvärde som upptäcktes för nitritproduktionen i punkt FF 17:8, se avsnitt 5.5.

4.5.4 Visualisering i ArcMap

ArcMap är ett program i ArcGIS som gör det möjligt att geografiskt analysera data (Esri 2018). I denna studie användes ArcMap för att visa den geografiska spridningen av nitritproduktionen. Provpunkternas koordinater tillhandahölls av SGI (SGI 2018).

5 RESULTAT

I detta avsnitt kommer först de markparametrar och föroreningsnivåer som finns på fastigheten att presenteras. Därefter följer resultatet från bestämningen av ammoniakoxidationen och avslutningsvis presenteras resultatet från regressionsanalysen.

5.1 FÖRORENINGSNIVÅER

För att få en överblick över områdets föroreningssituation visas en sammanställning av de 50 provernas föroreningshalter i Tabell 7. I tabellen visas PAH både uppdelat efter molekylvikt samt som PAH16. Detta framförallt för att MKM-värde saknas för PAH16. Som visas i tabellen överstiger en stor andel av PAH-M och PAH-H riktvärdena för MKM. För metallerna är bly det ämne som i störst utsträckning ligger över MKM.

Tabell 7 Föroreningshalter för metallerna och PAH på fastigheten Skönsmon 2:12. För PAH16 finns inga MKM värden. Samtliga halter är totalhalter.

Förorening [mgkg ⁻¹ TS]	Medelvärde	Median	Max	Min	MKM	Andel över MKM
PAH16, tot.	133	75	684	6	-	-
PAH-L	2	1	11	0	15	0
PAH-M	61	33	348	2	20	72 %
PAH-H	69	42	370	4	10	88 %
Cu, tot.	184	48	4430	9	200	14 %
Pb, tot.	277	138	1590	7	400	20 %
Zn, tot.	294	234	1190	30	500	14 %

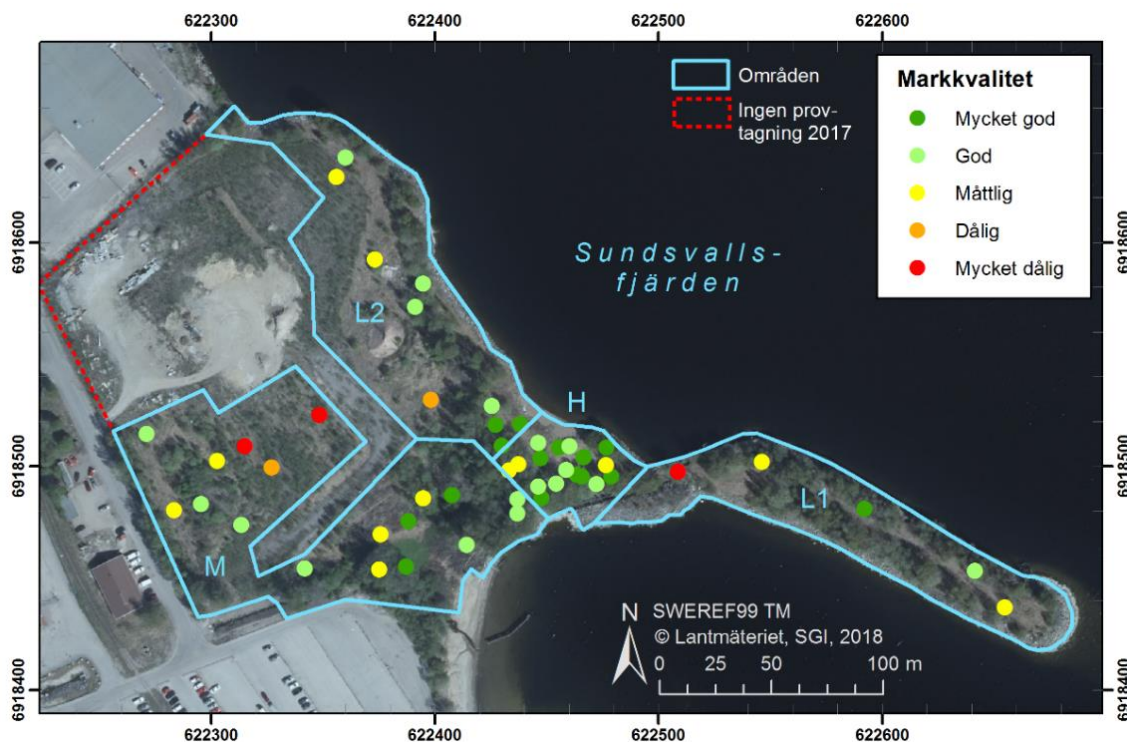
5.2 MARKPARAMETRAR OCH VÄRDEN FÖR TOXISK POTENTIAL

I Tabell 8 är organiskt kol den markparameter som sticker ut mest då maxvärdet ligger långt över resterande värden för organiskt kol. SF-boxvärdena visar att alla markklasser finns representerade inom området då spannet går från 0,24–0,97. Det lägsta värdet (0,24) ligger inom den sämsta markkvalitetklassen, klass 5, och det högsta värdet (0,97) ligger inom markklass 1. I tabellen framgår att pH-värdet låg mellan 5,4 och 8,8, dock med endast två värden är under pH 6 (bilaga C).

Tabell 8 Sammanställning av resultaten från analysen av markparametrarna samt en översiktlig summering av hur SF-boxvärdena varierar inom området.

Markparameter	Medelvärde	Median	Max	Min
Org-C [%]	5,8	4,2	30,1	0,8
Tot-N [%]	0,17	0,17	0,46	0,03
pH	7,5	7,7	8,8	5,4
P [mgkg ⁻¹]	0,20	0,15	0,78	0,02
C/N	31,2	26,5	80,0	22,0
Ler [%]	5,2	5,0	12,0	2,0
SF-box	0,74	0,76	0,97	0,24

Som visas i Figur 5 är markkvaliteten relativt god över hela området med undantag för ett fåtal punkter. Den bästa markkvaliteten tycks vara inom område H, där också flest provpunkter har tagits.



Figur 5 I figuren visas de fyra delområdena H, M, L1 och L2 med provpunkterna färgkodade efter den markklass som punkten resulterade i efter SF-boxberäkningarna. (Figuren kommer från SGI:s rapport (SGI 2018)).

I Tabell 9 visas att den biotillgängliga fraktionen av PAH16 har en lägre toxisk potential än den toxiska potentialen för PAH16 uträknat på totalhalter. Metallerna har högre toxisk potential än PAH16 och de högsta värdena återfinns då den toxiska potentialen har beräknats för PAH16 och metallerna ihop.

Tabell 9 TP-värden för PAH16 samt metallerna bly, koppar och zink. Notera att endast en av raderna i tabellen innehåller TP-värden uträknade för totalhalter, övriga baseras på biotillgängliga halter.

Toxisk potential [0–1]	Medelvärde	Median	Max	Min
TP-PAH16,tot.	0,13	0,10	0,44	0,01
TP-PAH16,biotillg.	0,09	0,07	0,44	0,00
TP-Cu+Pb+Zn,biotillg.	0,36	0,31	0,94	0,07
TP-PAH16+Cu+Pb+Zn,biotillg.	0,42	0,39	0,94	0,09

5.3 TESTANALYS

Testanalysen visade att ammoniakoxidationen varierade för 24 respektive 48 timmars upptiningstid, varpå slutsatsen togs att samtliga prover bör tinas under lika lång tid. Den mikrobiella aktivitetens absoluta värde är inte relevant i den här studien, så valet av upptidningstid spelar ingen roll så länge tiden är den samma för proverna. För jorden från Nantuna var SIAO betydligt högre jämfört med jorden från Krusenberg som i vissa fall låg under detektionsgränsen. Då jordarna analyserades vid samma tidpunkt enligt samma procedur och Krusenbergs samtliga replikat fick låga halter tros inte metoden ha varit orsaken till skillnaden. Därför utreddes inte anledningen vidare då det inte var testanalysens syfte. Själva genomförandet fungerade bra med några små förändringar, bland annat i hur bågarna med jordprovslösning placerades i orbitalmaskinen för att kunna testa maximalt antal prover per analysomgång. Halterna uppmätta i testanalysen finns sammanfattade i bilaga D.

5.4 SUBSTRATINDUCERAD AMMONIAKOXIDATION

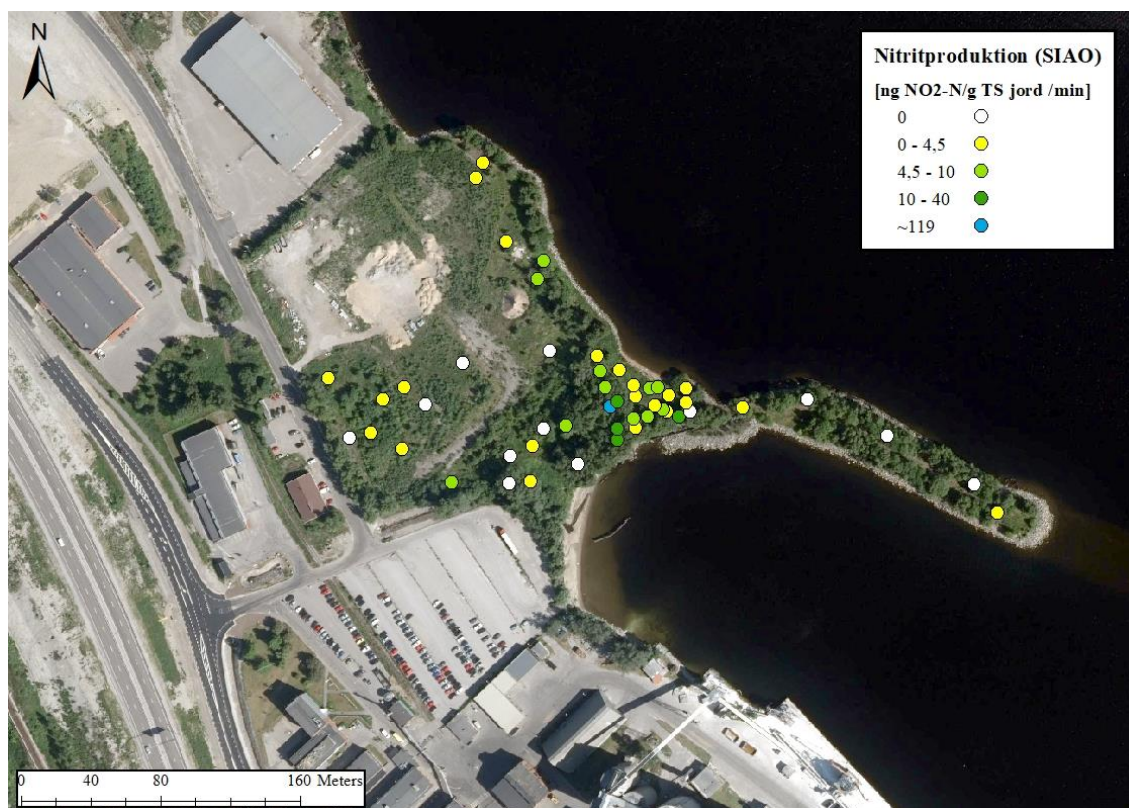
Resultatet från mätningen av jordprovernas potentiella ammoniakoxidation visar på en stor spridning över området (Tabell 10). Ammoniakoxidationen blev noll för 12 av jordproverna. Detta beror på att halterna för dessa punkter låg under detektionsgränsen för både 2- och 6-timmarsmätningen och att resultatet vid beräkningen av SIAO därför blev noll. Resultatet för samtliga punkter finns presenterade i bilaga B. I Tabell 10 kan utläsas att område H har högre halter än vad de andra delområdena har. Att medianvärdet för område L1 är noll beror på att antalet provpunkter där är relativt få och att många låg under detektionsgränsen. För L1 ger därför max, min och medelvärdet mer information om provpunkternas förmåga att utföra ammoniakoxidation.

Tabell 10 Sammanfattning av den substratinducerade ammoniakoxidationen i jordproverna, SIAO ($\text{ng NO}_2 - \text{N g}^{-1} \text{TS jord min}^{-1}$). Minimivärdena representerar den lägsta halten inom varje delområde undantaget nollvärden. Antalet nollvärden inom varje delområde är de halter som låg under detektionsgränsen.

Delområde	Medelv.	Median.	Max	Min	Antalet jordprov under det.gränsen	Antal provpunkter
H	12	4,7	120	1,0	1	20
M	4,3	0,4	40	0,23	7	18
L1	1,0	0,0	3,5	1,36	3	5
L2	3,0	3,0	7,3	1,02	1	7
Hela området	6,8	1,8	120	0,23	12	50

Figur 6 visar de uppmätta halterna av SIAO för respektive provpunkt på området. Bearbetningen av data i ArcMap visar att de högsta värdena på ammoniakoxidationen finns där det också togs flest jordprover, det vill säga inom område H. Det finns i övrigt inga tydliga samband mellan SIAO-halter och provpunkternas placering. Värt att notera

är provpunkten markerad med blått, provpunkt FF 17:8, där en hög nitritproduktion uppmättes.



Figur 6 Nitritproduktion för de 50 provpunkterna på fastigheten Skönsmon 2:12. Kartan har koordinatsystemet SWEREF99. Bakgrundskarta: Raster 0,25 m, GSD-Ortofoto, © Lantmäteriet (2018).

5.5 EXTREMVÄRDEN

Provpunkt FF 17:8 visade sig ha en väldigt hög nitritproduktion, $119 \text{ ng NO}_2 - \text{N g}^{-1} \text{ TS jord min}^{-1}$. Detta beror sannolikt på att provpunkten innehåller mycket organiskt material, ca 30 %, vilket är väsentligt mycket mer än de andra provpunkterna. Då resultatet är förklarbart har det fått vara kvar trots att det skiljer sig mycket från övriga nitritproduktionshastigheter. Däremot togs provpunktens resultat bort i en av de statistiska analyserna som gjordes i *JMP* för att testa dess påverkan på korrelationskoefficienten, se avsnitt 4.5.3.

5.6 SAMBAND MELLAN SIAO OCH MARKVALITETS Variabler

Resultaten från den linjära regressionen i *JMP* resulterade i ett antal tabeller. De viktigaste resultaten presenteras i Tabell 11, Tabell 12 och Tabell 13. Där presenteras korrelationskoefficienter samt signifikans för responsvariabeln SIAO och de förklarande variablerna. Den linjära regressionen visade att den starkaste korrelationen var mellan SIAO och kvävehalten (Tabell 11). I Tabell 11 visas också korrelationen med SF-box vilket var en svagare korrelation än för korrelationen med Org-C, Tot-N och P.

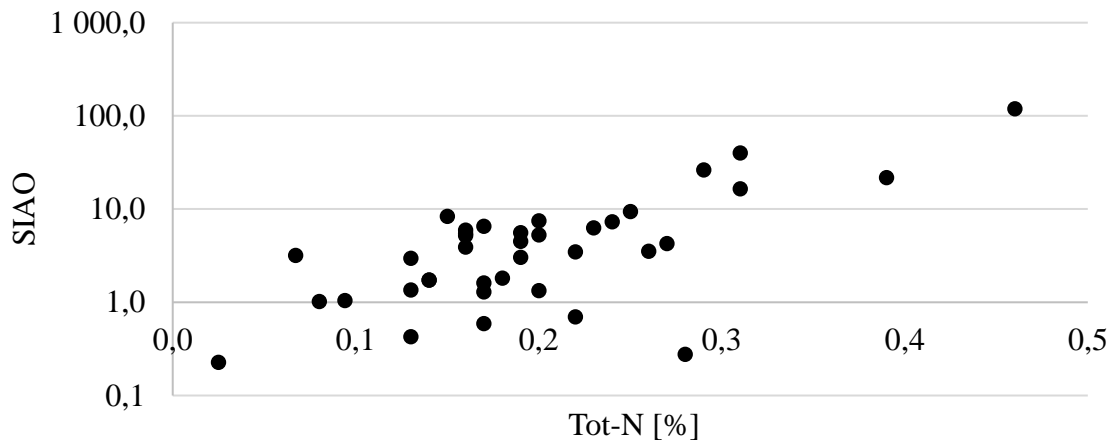
Resultatet från den statistiska analysen utan provpunkten FF 17:8 visade ett väldigt likt resultat jämfört med om punkten togs med. Variablerna TP-PAH16+Cu+Pb+Zn,biotillg. och AOA gick från att vara signifikanta till icke-signifikanta men låg sedan tidigare väldigt nära gränsen för att klara signifikansnivån på 0,05. På samma sätt var korrelationskoefficienterna nästan oförändrade; exempelvis blev r värdet för korrelationen mellan kväve och SIAO 0,65 vilket är en liten minskning mot den korrelationskoefficient som uppmättes då FF 17:8 fanns med i analysen, se Tabell 11. Korrelationskoefficienterna är i den statistiska analysen endast intressanta utifrån vilka variabler som får de största/minsta korrelationskoefficienterna och små ändringar i värdet kommer därför inte påverka slutbedömningen av resultatet.

5.6.1 Sambandet mellan SIAO och markparametrar (inklusive värdet för SF-box)

Den starkaste signifikanta korrelationen är mellan SIAO och kvävehalten (Tabell 11, Figur 7) respektive halten organiskt kol och fosfor (Tabell 11) där båda gav positiv korrelation. Alla värden som var signifikanta uppvisade en positiv korrelation även om styrkan i sambandet var olika stor. Av markparametrarna är det endast kol-kväve kvoten som inte uppfyller kravet för signifikans. I Tabell 11 visas också korrelationen med SF-boxvärden vilket var en svagare korrelation än för korrelationen med Org-C, Tot-N och P.

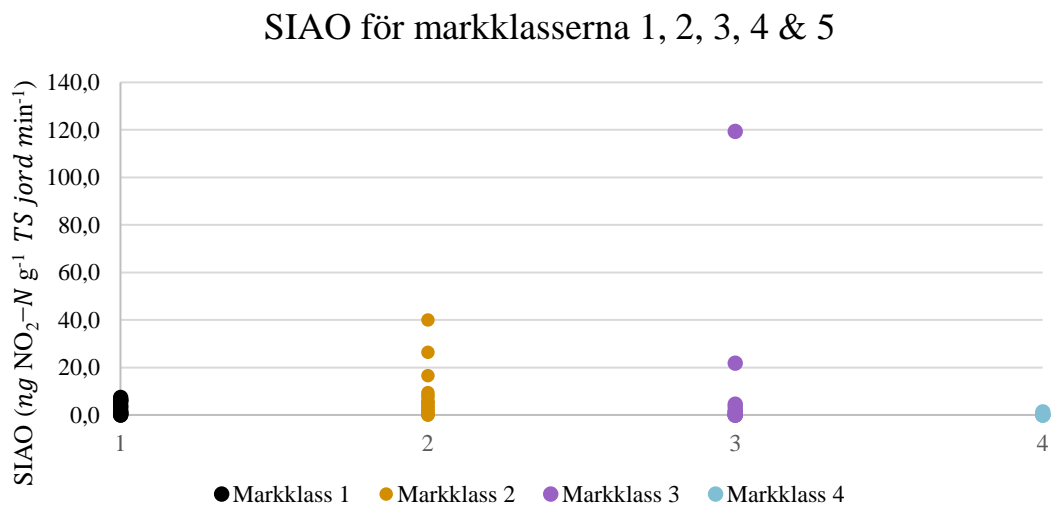
Tabell 11 Korrelationskoefficienter samt signifikansnivåer för samtliga provpunkter för den substratinducerade ammoniakoxidationshastigheten (SIAO) och enskilda markparametrar respektive SF-boxvärden. Korrelationskoefficienter i fetstil markerar att de är statistiskt signifikanta med p -värde: $\leq 0,05$. Signifikansens exakta värde kan avläsas i tabellens högra kolumn. De variabler som transformerats i *JMP* för att bli normalfördelade anges i tabellerna med en asterisk; endast ler är oförändrad.

Förklarande variabel	Korrelationskoefficient	Signifikans (p-värde)
Org-C*	0,61	< 0,0001
Tot-N*	0,70	< 0,0001
pH*	0,34	0,0143
P*	0,62	< 0,0001
C/N*	0,12	0,4039
Ler	0,38	0,0067
SF-box*	0,30	0,0326



Figur 7 Nitritproduktionens korrelation med totala kvävehalten för samtliga 50 provpunkter. Notera att y-axeln visas i logaritmisk skala.

I Figur 8 visas ammoniakoxidationen uppdelat i markklasserna. Markklass 4 och 5 presenteras i samma markklass (markklass 4) då antalet jordprov med halter över noll var få i dessa två klasser.



Figur 8 SIAO inom markklasserna 1–5, från ”mycket bra” till ”mycket dålig” markkvalitet. Markklasserna 4 och 5 är i figuren sammanslagna till en klass (4).

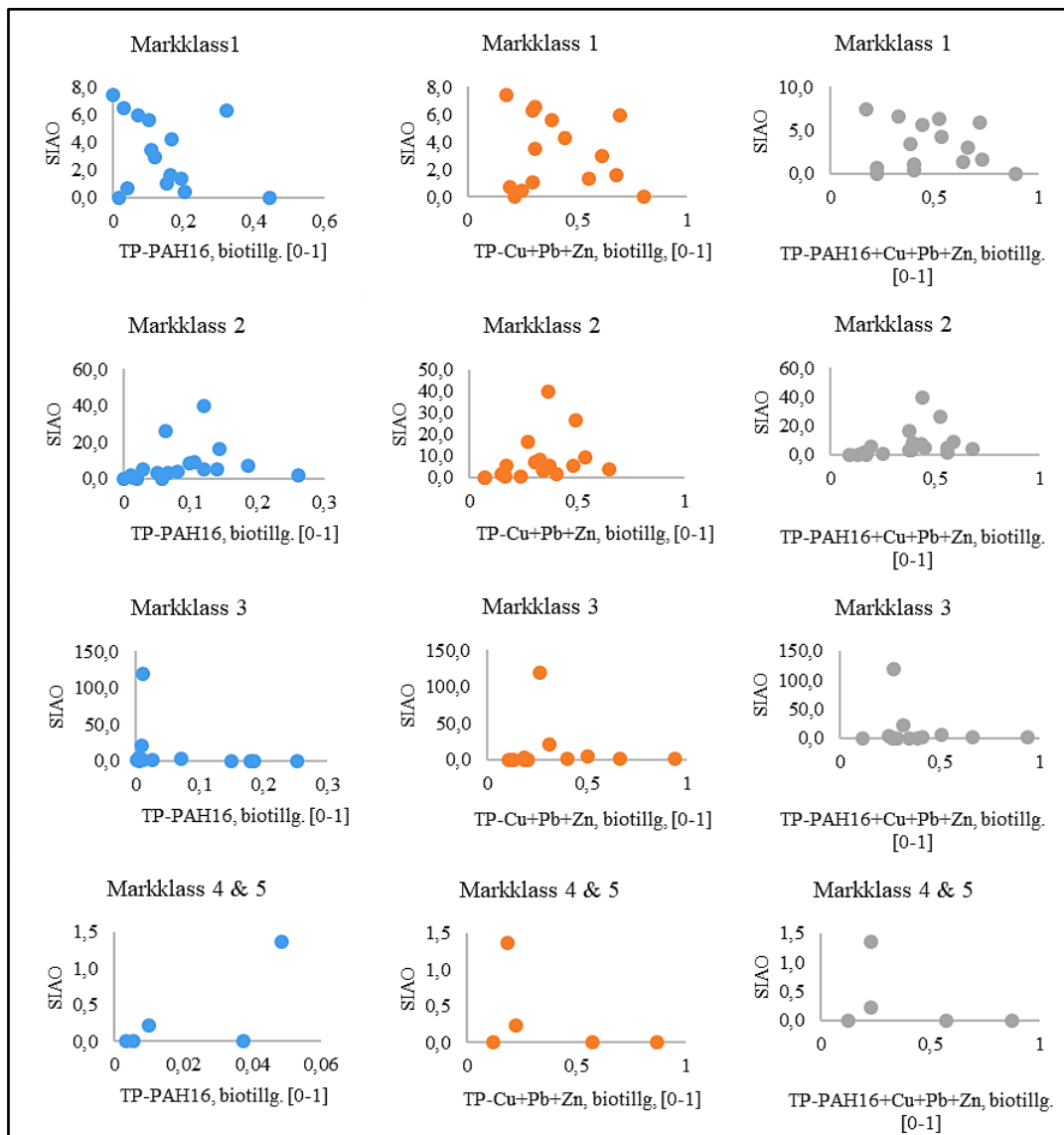
5.6.2 Sambandet mellan SIAO och föroreningshalter

För föroreningarna blev endast korrelationen med metallarna signifikant. Som syns i Tabell 12 är korrelationskoefficienten positiv.

Tabell 12 Korrelationskoefficienter samt signifikansnivåer för den substratinducerade ammoniakoxidationshastigheten (SIAO) och föroreningarna PAH16 (både total- och biotillgängliga TP-värden). Motsvarande för metallerna bly, koppar och zink men då endast biotillgängliga TP-värden. Korrelationskoefficienter i fetstil markerar att de är statistiskt signifikanta med p-värde: $\leq 0,05$. Signifikansens exakta värde kan avläsas i tabellens högra flik. De variabler som transformerats i *JMP* för att bli normalfördelade anges i tabellerna med en asterisk.

Förklarande variabel	Korrelationskoefficient	Signifikans (p-värde)
TP-PAH16,tot.*	-0,16	0,273
TP-PAH16,biotillg.*	0,057	0,6964
TP-Cu+Pb+Zn,biotillg.*	0,35	0,0113
TP-PAH16+Cu+Pb+Zn,biotillg.*	0,25	0,0864

För att undersöka om effekten av markklass överskuggade effekten av föroreningarna delades materialet upp enligt markklass. Markklasserna 4 och 5 slogs ihop då provantalet var lågt. Föroreningarnas korrelation med SIAO inom respektive markklass visar dock inte heller på något tydligt samband som Figur 9 visar.



Figur 9 Nitritproduktionens korrelation med biotillgängliga halter av TP-PAH16,biotillg., TP-PAH16+Cu+Pb+Zn,biotillg., samt TP-Cu+Pb+Zn,biotillg.

5.6.3 Samband mellan SIAO och populationerna ammoniakoxiderare

Som visas i Tabell 13 har ammoniakoxiderande bakterier och arkéer en positiv signifikant korrelation med SIAO. Ammoniakoxiderande bakterier har en högre korrelationskoefficient och en högre signifikansnivå.

Tabell 13 Korrelationskoefficienter och signifikansnivåer från linjär regressionsanalys i *JMP*. Korrelationskoefficienter i fetstil markerar att de är statistiskt signifikanta med p-värde: $\leq 0,05$. Signifikansens exakta värde kan avläsas i tabellens högra kolumn. De variabler som transformerats i *JMP* för att bli normalfördelade anges i tabellerna med en asterisk.

Förklarande variabel	Korrelationskoefficient	Signifikans (p-värde)
AOA.g.SOIL.DW*	0,42	0,0021
AOB.g.SOIL.DW*	0,67	< 0,0001

6 DISKUSSION

Diskussionen utgår från de fem frågeställningarna med en inledande diskussion om metodvalet. Därefter diskuteras resultaten från den statistiska analysen och avslutningsvis möjligheten att använda metoden i riskbedömningar

6.1 UTVÄRDERING AV METODEN

För att få en uppfattning om ISO-metoden 15685 fungerade väl som metod för att mäta den potentiella förmågan hos nitrifierarna i jordproven att utföra ammoniakoxidation kan resultatet jämföras med tidigare studier där samma metod har använts. I Wessén et al. (2011) användes metoden på en icke kontaminerad jordbruksmark, 44 hektar stor, i sydvästra Sverige. Resultatet baserades på 51 provpunkter och halterna varierade mellan 1 och 7,2 ($\text{ng NO}_2 - \text{N g}^{-1} \text{ TS jord min}^{-1}$). I en annan studie från Stenberg et al. (1998a) mättes SIAO på 12 icke kontaminerade jordar i Uppland, där resultatet varierade mellan 2,5 och 19 ($\text{ng NO}_2 - \text{N g}^{-1} \text{ TS jord min}^{-1}$). Av hastigheterna som uppmättes inom den här studien ligger 14 halter under, och 4 över de högsta/lägsta värdena i de två studierna och framförallt sticker resultatet i punkt FF 17:8 ut som ett väldigt högt värde. De höga halterna i den här studien tros kunna förklaras av att dessa jordprover också innehåller en hög andel organiskt material samt hög halt totalkväve (bilaga C). Vilket också bekräftas i den statistiska analysen som visar en stark korrelation mellan SIAO och de två markparametrarna. De låga halterna, kanske framförallt för de prover som låg under detektionsgränsen, skulle kunna kopplas till att halterna för organiskt kol, kväve samt fosfor är låg i dessa jordprover, något som minskar förutsättningarna för ammoniakoxidation (bilaga C). Tyvärr har ingen jämförelse mellan enskilda jordprovers egenskaper kunnat göras mellan den här studien och de två andra då data för detta saknades i de senare. En svårighet med analysen i den här studien är att det saknas referensjordar som kan användas för att jämföra ammoniakoxidationen i en icke förorenad jord med en jord som är förorenad, därför att metoden använts på ett område som redan är förorenat. Utan referensjord ökar också svårigheten i att jämföra olika jordprovers resultat med varandra då flera variabler kan variera på samma gång mellan dem, så som var fallet i denna undersökning. Detta är ett ständigt dilemma när man undersöker biologiska egenskaper på förorenade lokaler i fält (Alloway 2013; Giller et al. 1998). En låg toxisk potential i vissa prover ger dock en indikator att dessa kan användas som en approximation för referensprover.

När det gäller den statistiska bearbetningen hade fler provpunkter samt större variation i en del parametrar sannolikt underlättat att dra slutsatser från den linjära regressionsanalysen. Då en förklarande variabel inte varierar i så stor utsträckning blir en påverkan på responsvariabeln svår att upptäcka oavsett om det finns en verklig korrelation eller inte. Den statistiska analysen hade också kunnat förbättras om högre halter nitritkväve hade uppmätts under laborationsarbetet då fler provpunkter med detekterbar nitritproduktion hade kunnat förbättra möjligheterna att se ett samband. Att regressionsanalysen inte påverkades i så stor utsträckning av det höga värdet på SIAO i ett av proven var positivt för tolkningen av den statistiska analysen.

6.2 SAMBAND MELLAN SIAO OCH MARKPARAMETRAR

Resultatet av den statistiska analysen visade att totalkväve, organiskt kol och fosfor har störst påverkan på SIAO med samma låga p-värde (<0,0001). Av dessa var totalkväve sannolikt mest bestämmande för ammoniakoxidationshastigheten då den har högst korrelationskoefficient. Som visas i Tabell 11 och Figur 7 är korrelationen positiv, med en korrelationskoefficient på ca 0,70. Att en högre kvävehalt i marken resulterar i en ökad ammoniakoxidation var ett väntat samband då kväve i olika former är substrat för mikroorganismerna i kvävecykeln. Bland annat kan man med en ökad totalkvävehalt i systemet förvänta sig en ökande halt av ammonium/ammoniak, vilket förstås gynnar ammoniakoxidationen (Strong et al. 1999). Som visas i Tabell 8 är det en relativt stor spridning på kvävehalten i de 50 jordproverna med ett maxvärde på 0,46 % och minvärde på 0,03 %. Denna information tillsammans med ett starkt korrelations samband mellan SIAO och kväve kan eventuellt förklara varför SIAO varierade över området, se Tabell 10.

Den positiva korrelationen mellan markens organiska material och ammoniakoxidationen är också ett förväntat resultat då det mesta av kvävet finns i organiskt bunden form (Eriksson et al. 2011). Därmed finns det ett indirekt samband mellan SIAO och markens organiska material. Även den positiva korrelationen mellan ammoniakoxidation och lerhalt kan förklaras med kopplingen till det organiska materialet. Det finns också en indirekt effekt på SIAO genom att lerhalten påverkar markens genomluftning och vattenhållande förmåga vilket har en positiv effekt på nitrifikationen (Eriksson et al. 2011). Korrelationskoefficienten på ca 0,38 är dock lägre än för korrelationen med det organiska materialet något som kan bero på att lerhalten inte varierar så mycket för de 50 jordproverna (Tabell 8). Det kan också bero på att lerhalten kan ha både positiv och negativ effekt på nitrifikationen. Lerpartiklarnas negativa nettoladdning kan bidra till att substrattillgången för nitrifierarna minskar då ammoniumjoner adsorberats till negativa markpartiklar (Stenberg & Aronsson 1999). En negativ effekt av lerhalten kan också inträffa då vattenhalten i marken samtidigt är hög (Strong et al. 1999).

Kol-kväve-kvoten är den markparameter som inte visar på något statistiskt säkerställt samband till SIAO. Detta är något förvånande då det är mer sannolikt att det sker en nettomineralisering då C/N-kvoten är låg (det vill säga en högre kvävehalt) (Strong et al. 1999). Tidigare studier har även visat på en statistiskt signifikant korrelation mellan mineralisering och C/N-kvoten (Andersson et al. 2000). En nettomineralisering innebär i sin tur att mer ammoniak kan oxideras i nitrifikationssteget. Att det inte finns någon korrelation kan inte heller förklaras av liten variation av C/N-kvoten över området då maxvärdet och minvärdet skiljer sig mycket åt (Tabell 8).

En stor del av markens fosfor finns bundet till det organiska materialet vilket kan vara en av förklaringarna till att korrelationen är positiv mellan SIAO och fosfor, med en korrelationskoefficient på 0,62. En annan anledning kan vara att fosfor är ett essentiellt

näringsämne för mikroorganismer (Eriksson et al. 2011), vilket betyder att ett positivt förstärkande samband kommer finnas mellan SIAO och fosfor.

Som beskrivs i avsnitt 2.6.3 är nitrifikationen en pH-beroende process då jämvikten mellan ammoniumjoner och ammoniak förskjuts vid förändrat pH, och ammoniak är det som oxideras i det första steget i nitrifikationsprocessen (Eriksson et al. 2011). Det optimala pH-värdet ligger runt 8,5 men nitrifikation kan även ske i sura jordar med låga pH-värden, dock inte i lika stor utsträckning (Allison & Prosser 1993; Sahrawat 2008). I resultatet från den linjära regressionsanalysen blev dock inte korrelationskoefficienten med pH särskilt hög, ca 0,35. Som Tabell 8 visar finns det en del variation av pH över området. Däremot finns det inte så många låga pH-värden, endast 2 värden är under pH 6 (bilaga C). Detta kan innebära att även om det finns en variation kan de övervägande höga pH-värdena göra att detta inte visar sig i regressionen. Detta kan alltså vara orsaken till att signifikansen (p-värde: 0,014) blev det lägsta av markparametrarna, undantaget C/N-kvoten som inte var signifikant.

6.3 SAMBAND MELLAN SIAO OCH FÖRORENINGSHALTER

Att den toxiska potentialen för metallerna (TP-Cu+Pb+Zn,biotillg.) har en positiv korrelation med ammoniakoxidationen var förvånande eftersom många studier har visat att tungmetaller har en negativ effekt på nitrifikationen (Adriano 2001; Li et al. 2009; Sauvé et al. 1999). Bland annat har en studie av Hund-Rinke och Simon (2008) som också använde sig av ISO-metoden 15685 visat på toxiska effekter på SIAO (d.v.s. SIAO minskade) för både tungmetallerna bly, koppar och zink samt till viss del för PAH. I studien jämfördes ammoniakoxidationen med både jordprov från ”riktiga” platser med förorenad jord samt prover där föroreningar tillsatts. Studien använde sig dock inte av värden för toxisk potential utan baserades på totalhalter av föroreningarna (Hund-Rinke & Simon (2008). Det   r därför svårt att göra en direkt jämförelse med resultaten. Resultatet från den här studien avviker också från det ”förväntade” med tanke på att TP-värdena för metallerna är relativt höga (Tabell 9), vilket borde indikera att det   r en ”toxisk” miljö för mikroorganismerna. Att det trots allt finns en positiv korrelation kan bero på en samkorrelation med någon parameter men det har inte kunnat förklaras inom det här examensarbetet.

Att   vriga f  roreningsvariabler inte uppnådde kravet för signifikans g  r det svårare att diskutera dem. Det som däremot kan sägas   r att för PAH16 stämmer resonemanget om TP-värdena bättre överens med resultatet. Som Tabell 9 visar är TP-värdena för PAH16 (biotillgängliga halter) lägre än för metallerna – med ett undantag är de låga över hela området (bilaga C). D   TP-värdet är ett mått på toxiciteten   r det kanske därför inte så förvånande att det inte blir någon korrelation med SIAO. Att regressionen inte uppfyller signifikansnivån kan eventuellt även förklaras av att värdena inte varierar så mycket. D   PAH16 i mindre utsträckning än metallerna finns i biotillgänglig form, vilket TP-värdena i Tabell 8 indikerar, kommer det dock inte att finnas en samvariation med det organiska materialet (Törneman et al. 2009) som troligtvis är fallet för metallerna. Hade TP-värdena för PAH16 varit högre hade det förväntade varit en negativ korrelation med SIAO, då de som tidigare studier har visat påverkar nitrifikationen negativt (Lindgren et

al. 2012; Lindgren et al. 2014). Fler studier skulle dock behövas som undersöker den specifika påverkan på just ammoniakoxidationen i nitrifikationssteget.

6.4 SAMBAND MELLAN SIAO OCH AOA OCH AOB

Som nämndes i bakgrunden råder det delade meningar om det är arkéer eller bakterier som står för det största bidraget i nitrifikationens första steg (Jia & Conrad 2009; Offre & Nicol 2009). I resultatet från regressionsanalysen med AOA och AOB visade båda en signifikant positiv korrelation. Att AOB har en högre korrelationskoefficient och något högre signifikansnivå än AOA kan innebära att AOB i större utsträckning än AOA bidrar till ammoniakoxidationen. I en studie av Wessen et al. (2011) jämfördes SIAO med AOA och AOB. Resultatet visade en negativ korrelation med AOA medan det var en positiv korrelation med AOB. I studien diskuteras om SIAO-analysen har större korrelation med AOB på grund av att AOB i större utsträckning än AOA tillväxer under ammoniakrika förhållanden (Wessen et al. 2011). Korrelationen för SIAO med AOB var i princip samma som korrelationskoefficienten för totalkväve (Tabell 11 och Tabell 12) och med samma signifikansnivå (<0,0001). Detta skulle kunna stödja teorin i Wessen et al. (2011) om att substrattillgången i stor utsträckning bestämmer populationsstorleken för AOB, vilket inte är ett så förvånande resultat. Utifrån resultatet i den här studien är det dock svårt att dra några ytterligare slutsatser om varför det finns en skillnad mellan korrelationen för AOA och AOB. Det som kan konstateras är att båda tycks ha en positiv påverkan på ammoniakoxidationen.

6.5 UTVÄRDERING AV SIAO SOM METOD I RISKBEDÖMNINGAR

Resultatet har visat att ammoniakoxidationen på den här lokalen inte påverkades märkbart negativt av föroreningarna utan styrdes mer av andra markfaktorer såsom halten totalkväve, organiskt kol, tillgänglig fosfor samt mängden ammoniakoxiderande bakterier och arkéer. Hund-Rinke & Simon (2008) har visat att det endast finns en effekt på SIAO från föroreningarna om de är biotillgängliga samt att andra faktorer såsom t.ex. högre pH-värden och halten organiskt kol kan minska effekten från föroreningarna. Detta tillsammans med tidigare information om bland annat åldringseffektens påverkan på metallerna visar på vikten av att inkludera fler mätningar än totalhalter vid riskbedömningar av förorenade områden. Att inkludera bestämning av substratinducerad ammoniakoxidation i miljöriskbedömningar, exempelvis i en TRIAD, kan därför vara ett bra sätt att mäta en viktig markfunktion då det inte är självklart att markens förmåga att utföra nitrifikation har påverkats av föroreningarna. I Tabell 7 låg många av föroreningarna över MKM-värdet. Om inte mätning av markfunktioner såsom SIAO inkluderas i fördjupade miljöriskbedömningar kan slutsatser enbart baserade på föroreningarnas totalhalter leda till att området saneras, även om inte markfunktioner har påverkats. Om endast totalhalterna för fastigheten Skönsmon 2:12 ligger som underlag för att bedöma saneringsbehovet kommer troligtvis ett större åtgärdsbehov att konstateras än om TP-värden används. Tabell 9 som visar TP-värdena för metaller och PAH:er visar på en helt annan föroreningsrisk jämfört med Tabell 7 där många av

provpunkterna främst för PAH översteg Naturvårdverkets generella riktvärden för ”acceptabla halter”.

Den statistiska analysen mellan SIAO och SF-box visade inte på en stark korrelation mellan dem och inte heller en stark signifikans (Tabell 11). Då målet med SF-box är att få ett bra mått på markens kvalitet skulle nitrifikationen, som ju är ett kvalitetsmått på en viktig markfunktion, helst ha en starkare korrelation med SF-boxvärdena. För att få en starkare korrelation med SIAO kan man tänka sig att kvävehalten istället för C/N-kvoten, skulle kunna användas som inparameter i SF-box. Den korrelation som finns mellan SIAO och SF-box beror antagligen till stor del på en samkorrelation med organiskt kol, vilket då hade kunnat förstärkas ytterligare om det också finns en samkorrelation med kvävehalten. DNA-analysen är också ett slags mått på nitrifikationspotentialen. Då det fanns en relativt stark korrelation mellan den uppmätta ammoniakoxidationen och DNA-analysen för AOA och AOB, skulle ISO metoden 15683 kunna förespråkas som alternativ metod för att mäta markens nitrifikationspotential.

Målet med det här examensarbetet har varit att försöka bidra med kunskap om nitrifikationens potential för att inkluderas i fördjupade miljöriskbedömningar. Då markfunktionerna är ett växande fokus i miljöriskbedömningar krävs många fler undersökningar för att karaktärisera de viktigaste funktionerna, sett ur ett markkvalitetsperspektiv, samt med vilka metoder de bäst ska mätas. Den här uppsatsen kan framförallt ses som komplement till den fördjupade miljöriskbedömningen som i skrivande stund pågår på Fastigheten Skönsmon. Då proverna för analysen är plats specifika och inte jämförs med referensprover kan inte några generella slutsatser dras från analysen.

Det krävs också fler studier för att undersöka vilka nitrifierare som främst utför nitrifikationens första steg och vid vilka markförhållanden de trivs bäst i. Som den här studien och tidigare forskningspublikationer har visat påverkas nitrifikationen mycket av markens naturliga parametrar så som pH, organisk halt och kvävehalten. Kanske gör det metoden mindre lämplig som indikator för föroreningars påverkan på markfunktionen. Å andra sidan visar det kanske just på markens förmåga att upprätthålla viktiga funktioner trots föroreningar i marken. Om metoden ska inkluderas i fördjupade miljöriskbedömningar, för att undersöka hur föroreningar påverkar ammoniakoxidationen, skulle referensprov med likande markkvalitet behöva användas. På så vis kan man undersöka hur ammoniakoxidationen påverkas oberoende av effekten från markparametrarna.

7 SLUTSATS

I det här examensarbetet har ISO-metoden 15685 använts för att mäta den substratinducerade ammoniakoxidationen (SIAO) för 50 jordprover från fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun. Ammoniakoxidationen jämfördes sedan, med hjälp av linjär regression, med ett antal variabler. Frågeställning 1 undersökte om det finns ett samband mellan SIAO och markparametrarna pH, kvävehalt, fosforhalt, organiskt kol, lerhalt samt C/N-kvoten? Där fick samtliga markparametrar utom kol-kväve-kvoten en positiv korrelation. Den starkaste korrelation är mellan SIAO och kvävehalt, tillgängligt fosfor samt halten organiskt kol. För pH och lerhalt var korrelationen lägre.

För frågeställning 2 som undersökte om det finns ett samband mellan SIAO och tungmetallerna bly, koppar och zink samt de organiska föroreningarna PAH16? Visade korrelationsanalysen endast ett signifikant samband mellan SIAO och metallerna. Korrelationskoefficienten för metallerna är positiv vilket var ett oväntat resultat då de förväntades ha en negativ påverkan på de mikroorganismer som utför ammoniakoxidationen. Förklaringen är sannolikt en samvariation mellan metallerna och en gynnande parameter.

Frågeställning 3 undersökte hur sambandet ser ut mellan SIAO och mängden ammoniakoxiderande arkéer och bakterier? Populationen av ammoniakoxiderande arkéer (AOA) och bakterier (AOB) visade båda en positiv korrelation med SIAO. Korrelationen för AOB var något högre, vilket skulle kunna indikera att bakterier i större utsträckning än arkéer är de mikroorganismer som utför ammoniakoxidationen.

Frågeställning 4 undersökte hur sambandet ser ut mellan SIAO och markklassificeringen enligt SF-box? Där visade korrelationsanalysen ett relativt svagt positivt samband, vilket troligtvis beror på en svag korrelation mellan SIAO och de inparametrar som ingår i verktyget SF-box.

Slutligen har ett syfte med examensarbetet också varit att besvara frågeställning 5: hur fungerar den standardiserade SIAO-metoden (ISO 15685) som metod för att bedöma markens nitrifikationspotential i en fördjupad markökologisk riskbedömning? Resultatet från den statistiska analysen har visat att ammoniakoxidationen främst påverkas av markens ”naturliga” förutsättningar och i mindre utsträckning av föroreningsnivåer. Detta resultat indikerar att det krävs referensprov med liknande markkvalitet men som inte är kontaminerade för att på så vis kunna utreda hur föroreningar påverkar SIAO.

8 REFERENSER

- Adriano, D. C. (2001). *Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*. 2. uppl., New York: Springer.
- Allison, S. M. & Prosser, J.I. (1993). Ammonia oxidation at low pH by attached populations of nitrifying bacteria. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, ss. 935–941.
- Alloway, J (Ed.). (2013). Heavy metals in soils— trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Dordrecht: Springer, ss. 367–395, 465.
- Andrews, S. S., Karlen, D.L. & Cambardella, C.A. (2004). The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil science society of America Journal*, 68, ss. 1945–1962.
- Andersson, P., Berggren, D. & Nilsson, I. (2000). Indices for nitrogen status and nitrate leaching from Norway spruce stands in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 157 (2002), ss. 39–53.
- Arche consulting (2018). *Soil PNEC calculator*. <https://www.arche-consulting.be/tools/soil-pnec-calculator/> [2018-05-04]
- Arp, H. P. H., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A.-S. & Berggren Kleja, D. (2014). Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 48, ss. 11187–11195. <https://doi.org/10.1021/es5034469>.
- Back, P-E., Enell, A., Fransson, M., Hermansson, S., Rosén, L., Volchko, Y., Wiberg, K. & Åberg, A. (2016). *Markmiljöns skyddsvärde. En härledning med utgångspunkt i miljöetik och lagstiftning* (SGI Publikation 27). Linköping: Statens geotekniska institut.
- Behrman, K. D., Norfleet, M. L. & Williams, J. (2016). Methods to estimate plant available water for simulation models. *Agricultural Water Management*, (175), ss. 72–77.
- Belser, L. W. & Mays, E. L. (1980). Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soils and sediments. *Applied and environmental microbiology*, 39(3), ss. 505–510.
- Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J. P., Jarvis, N. & Norrström, A.-C. (2006). *Metallers mobilitet i mark (Rapport 5536)*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf>
- Berggren Kleja, D., Enell, A., Pettersson, M., Kumpiene, J., Cornelissen, G., Arp, H.P., Dupuy, J., Leglize, P., Ouvrard, S., Sterckeman, T., Smolders, E., Hamels, F. & Sonnet, P. (2015). *IBRACS Integrating Bioavailability in Risk Assessment of Contaminated Soils: Opportunities and feasibilities*. Snowman network.
- Carsel, R. F. & Parrish R. S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics, *Water Resour.* 24(5), ss. 755–769.
doi: 10.1029/WR024i005p00755.
- COM (2006). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending. Directive 2004/35/EC, Brussels. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52006PC0232>.

- Di H. J., Cameron K. C., Shen, J. P., Winefield, C. S., O'Callaghan, M., Bowatte, S. & He, J-Z. (2010). Ammonia-oxidizing bacteria and archaea grow under contrasting soil nitrogen conditions. *FEMS Microbiol Ecol*, 72, ss. 386–394.
- Eisentraeger A., Hund-Rinke K., Roembke J. (2005) Assessment of Ecotoxicity of Contaminated Soil Using Bioassays. *Monitoring and Assessing Soil Bioremediation. Soil Biology*, Berlin, Heidelberg: Springer, 5, ss. 321–360.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). Marklära. 1:3. uppl., Lund: Studentlitteratur AB.
- Esri (2018). *What is ArcMap?*
<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/map/main/what-is-arcmap-.htm> [2018-05-10]
- Gilek, M., Jones, C., Gunnarsson, J., Lenoir, L., Persson, T., Taylor, A. & Yesilova, H. (2009). *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden* (Rapport 5928). Stockholm: Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5928-6.pdf?pid=3528>.
- Giller, K.E., Witter, E., & McGrath, S.P. (2009). Heavy metals and soil microbes. *Soil Biololy & Biochemistry*, 41, ss. 2031–2037.
- Giller, K.E., Witter, E., & McGrath, S.P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils — a review, *Soil Biology Biochemistry*, 30, ss.1389–1414.
- Grandin, U. (2012). Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare. Uppsala: Naturvårdsverket.
- Hallin, S. & Jones, C. (2018) *DNA-analys*, Opublicerat data.
- Jones, C., Allard, A. S., Bengtsson, B. E., Gilek, M. & Gunnarsson, J. (2006). *Förbättrade miljöriskbedömningar* (Rapport 5538). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5538-0.pdf>
- Jones, C., Allard, A. S., Gilek, M., Gunnarsson, J., Lenoir, L., Persson, T., Taylor, A. & Yesilova, H. (2009). *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning av utvalda förorenade områden* (Rapport 5983). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5983-5.pdf>
- Jensen J. & Mesman M. (2006) *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations. EU-project Liberation*. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna
- Idowu, O.J., van Es, H.M., Abawi, G.S., Wolfe, D.W., Ball, J.I., Gugino, B.K., Moebius, B.N., Schindelbeck, R.R., Bilgili, A.V. (2008). Farmer-oriented assessment of soil quality using field, laboratory, and VNIR spectroscopy methods. *Plant Soil*, 307, ss. 243–253.
- International Organization for Standardization (ISO) (2004). *(ISO 15799:2003, IDT)* Markundersökningar – Vägledning för ekotoxikologisk karaktärisering av jord och jordmassor.
- International Organization for Standardization (ISO) (2012). *(ISO 15685:2012(E)) Soil quality-Determination of potential nitrification and inhibition of nitrification-Rapid test by ammonium oxidation: Switzerland*.

- Jia, Z. & Conrad, R. (2009). Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil. *Environ Microbiol*, 11, ss. 1658–1671.
- JMP (2016) Multivariate Methods. Cary, NC: SAS Institute Inc. <http://support.sas.com/documentation/onlinedoc/jmp/13/MultivariateMethods.pdf>.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., Andrews, S. S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114, ss. 145–156.
- Kemikalieinspektionen (2016). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [2018-02-06]
- Lehmann, A. & Stahr, K. (2010). The potential of soil functions and planner-oriented soil evaluation to achieve sustainable land use. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), ss 1092–1102. DOI 10.1007/s11368-010-0207-5
- Li, X., Zhu, Y. G., Cavagnaro, T. R., Chen, M., Sun, J., Chen, X., & Qiao, M. (2009). Do ammonia-oxidizing archaea respond to soil Cu contamination similarly as ammonia-oxidizing bacteria? *Plant Soil*, 324, ss. 209–217.
- Lindgren, F., Hassellöv, I. M. & Dahlöf, I. (2012). Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study. *Marine Pollution Bulletin*, 64, ss. 595–601.
- Lindgren, F., Hassellöv, I. M. & Dahlöf, I. (2014). PAH effects on meio- and microbial benthic communities strongly depend on bioavailability. *Aquatic Toxicology*, 146, ss. 230–238.
- Livsmedelsverket (2018). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [2018-02-06]
- Lundin, C. (2017). *Lägesbeskrivning av arbetet med efterbehandling av förorenade områden 2016*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/mark/forenade-omraden/lagesbeskrivning-2016-ebh-objekt.pdf>.
- Naturvårdsverket (2007). *Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker, - en kunskapsöversikt*. (Rapport 5736). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjh5av844nbAhXGAJoKHVbuCx8QFggpMAA&url=https%3A%2F%2Fwww.naturvardsverket.se%2FDocuments%2Fpublikationer%2F620-5736-7.pdf&usg=AOvVaw1CJfT1UqM1KShV6U3pKKr6>.
- Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning* (Rapport 5976). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5976-7/>
- Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden: en vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning* (Rapport 5977). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf>
- Naturvårdsverket (2016). *Nya finansieringsformer för efterbehandling av förorenad mark: Redovisning av ett regeringsuppdrag* (Rapport 6704). Stockholm: Naturvårdsverket. <http://naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6700/978-91-620-6704-5/>
- Naturvårdsverket (2017a). *Datablad för polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*.

- Kemakta Konsult AB, Institutet för Miljömedicin: Karolinska Institutet. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/forenadede-omraden/datablad-pah-20170518.pdf> [2018-02-06]
- Naturvårdsverket (2017b). *Fakta om kolväten i luft*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftforeningar/Kolvaten/> [2018-02-06]
- Naturvårdsverket (2017c). *Fakta om zink*. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Zink/> . [2018-05-16]
- Naturvårdsverket (2018a). *Fakta om förorenade områden*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Foroenadede-omraden/> [2018-03-14]
- Naturvårdsverket (2018b). *Förorenade områden*. <http://www.naturvardsverket.se/Amnen/Foroenadede-omraden/> [2018-03-14]
- Norrman, J., Purucker, T., Back, P.E., Engeleke, F. & Steward, R. (2009), *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord* (Rapport 5932). Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0ahUKEwiUhy7JvbAhWHliwKHRNzDaYQFggqMAA&url=https%3A%2F%2Fwww.naturvardsverket.se%2FDocuments%2Fpublikationer%2F978-91-620-5932-3.pdf&usg=AOvVaw34fZf7r2Ncn3TOCoDc1mmo>.
- Offre, P., Prosser, J. I. & Nicol, G.W. (2009). Growth of ammoniaoxidizing archaea in soil microcosms is inhibited by acetylene. *FEMS Microbiol Ecol*, 70, ss. 99–108.
- Pester, M., Rattei, T., Flechl, S., Gröngroft, A., Richter, A., Overmann, J., Reinhold-Hurek, B., Loy, A. & Wagner, M. (2012). AmoA-based consensus phylogeny of ammonia-oxidizing archaea and deep sequencing of amoA genes from soils of four different geographic regions. *Environmental Microbiology*, 14(2), ss. 525–539.
- Rosén, L., Norrman, J. & Norberg, T. et al. (2013) "SCORE: Multi-Criteria Analysis (MCA) for Sustainability Appraisal of Remedial Alternatives". R.R. Sirabian and R. Darlington (Chairs), Bioremediation and Sustainable Environmental Technologies—2013. *Second International Symposium on Bioremediation and Sustainable Environmental Technologies*, Jacksonville. <http://publications.lib.chalmers.se/publication/183067>
- Rotthauwe, J.H., Witzel, K.P. & Liesack, W. (1997). The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(12), ss. 4704–4712.
- Sahrawat, K. L. (2008) Factors Affecting Nitrification in Soils. *Communications In Soil Science and Plant Analysis*, 39, ss. 1436-1446. DOI: 10.1080/00103620802004235
- Sauvé, S., Dumestre, A., Mc Bride, M., Gillet, J.W. Berthelin, J., Hendershot, W. 1999. Nitrification potential in field-collected soils contaminated with Pb or Cu. *Applied Soil Ecology*, 12, ss. 29–39.
- SGI (2018). Fördjupad markökologisk riskbedömning, Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik , Statens geotekniska institut, SGI, Linköping. Opublicerad rapport.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjö Dahl- Svensson, K., Stenström, J. & Torstensson, L. (1998a). Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, ss. 393–402.

- Stenberg, B., Pell, M. & Torstensson, L. (1998b). Integrated Evaluation of Variation in Biological, Chemical and Physical Soil Properties. *Ambio*, 27(1), ss 9–15.
- Stenberg, M. & Aronsson, H. (1999). Plöj senare och minska risken för kväveutlakning. SLU. *FAKTA Jordbruk*, 2. <https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forsk/popvetdok/faktajordbruk/pdf99/jo99-02.pdf>
- Strong, D. T., Sale, P. W. G. & Helyar, K. R. (1999). The influence of the soil matrix on nitrogen mineralisation and nitrification. *Australian Journal of Soil Research*, 37(2), ss 329–344.
- Sundsvalls kommun (2016). F.d. Kubikenborgs sagverk och Sundsvalls Fonsterfabrik - Ansökan om statsbidrag till fortsatt utredning av föroreningskador inom del av fastigheten Skonsmon 2:12, Sundsvalls kommun. Stadsbyggnadskontoret. Dnr: SBN-2010-00473
- Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten* (Rapport 2013:01). Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1301-rapport.pdf>
- Törneman, N., Cox, E. E., Durant, N. D., Azziz, C. & Bouwer, E. (2009). *Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden*. (Rapport 5895). Stockholm: Naturvårdsverket.
- Volchko, Y. (2014). *Assessing soil functions for sustainable remediation of contaminated sites*. Diss. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola. <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/197991/197991.pdf>
- Volchko, Y., Norrman, J., Bergknut, M., Rosén, L. & Söderqvist, T. (2013). Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. *Journal of Environmental Management*, 129, ss. 367–376.
- Wessen, E., Soderstrom, M., Stenberg, M., Bru, D., Hellman, M., Welsh, A., Thomsen, F., Klemmedson, L., Philippot, L. & Hallin, S. (2011). Spatial distribution of ammonia-oxidizing bacteria and archaea across a 44- hectare farm related to ecosystem functioning. *The ISME Journal*, 5, ss. 1213–1225.

BILAGA A: PROVPUNKTSPLACERING

Tabell A1: Koordinater för samtliga provpunkter samt det delområde de tillhör.

Provpunkt	Delområde	SWEREF 99 TM	SWEREF 99 TM
FF 17:1	H	6918485.7346	622447.8507
FF 17:2	H	6918495.2810	622465.7631
FF 17:3	H	6918490.8300	622446.3234
FF 17:4	H	6918492.2576	622454.4391
FF 17:5	H	6918496.1613	622463.5059
FF 17:6	H	6918492.0217	622472.4550
FF 17:7	H	6918495.3536	622479.0667
FF 17:8	H	6918498.1693	622433.2048
FF 17:9	H	6918500.7892	622437.5049
FF 17:10	H	6918503.5448	622447.4611
FF 17:11	H	6918498.3559	622458.8078
FF 17:12	H	6918504.1242	622466.7369
FF 17:13	H	6918500.4858	622476.7437
FF 17:14	H	6918509.2020	622430.0143
FF 17:15	H	6918510.4226	622446.3884
FF 17:16	H	6918508.2474	622455.6920
FF 17:17	H	6918508.8079	622460.4075
FF 17:18	H	6918508.2573	622476.9438
FF 17:19	H	6918518.3529	622427.3452
FF 17:20	H	6918518.8787	622438.3848
FF 17:21	M	6918454.3171	622342.0983
FF 17:22	M	6918453.7615	622375.1567
FF 17:23	M	6918455.1965	622387.2288
FF 17:24	M	6918480.2754	622283.6519
FF 17:25	M	6918473.8136	622313.6796
FF 17:26	M	6918469.4284	622375.9381
FF 17:27	M	6918475.4487	622388.4573
FF 17:28	M	6918464.7700	622414.3684
FF 17:29	M	6918478.9157	622437.0403
FF 17:30	M	6918483.0265	622295.7055
FF 17:31	M	6918502.2961	622302.7564
FF 17:32	M	6918499.4380	622327.2163
FF 17:33	M	6918485.5222	622394.8684
FF 17:34	M	6918487.1048	622407.8842
FF 17:35	M	6918485.1681	622437.0328
FF 17:36	M	6918514.3815	622271.2068
FF 17:37	M	6918508.8956	622315.2036
FF 17:38	M	6918522.8329	622348.5648
FF 17:39	L1	6918453.3120	622641.6598
FF 17:40	L1	6918436.9023	622654.9738
FF 17:41	L1	6918481.0011	622592.2766
FF 17:42	L1	6918497.5002	622508.9194
FF 17:43	L1	6918501.9716	622546.2178
FF 17:44	L2	6918529.7481	622398.4022
FF 17:45	L2	6918526.9795	622425.5681
FF 17:46	L2	6918571.0709	622391.4007
FF 17:47	L2	6918592.2147	622373.2350
FF 17:48	L2	6918581.4540	622394.9619
FF 17:49	L2	6918629.1963	622356.1432
FF 17:50	L2	6918637.8311	622360.2989

BILAGA B: RÅDATA

Bilaga B innehåller den rådata som ligger till grund för beräkningen av SIAO, uppmätta halter av nitritkväve samt alla provpunkters beräknade SIAO.

Tabell B1 Vattenhalt, torrsubstans, vattnets massa samt den mängd testmedium som tillsattes varje replikat.

Jordprov	Vattenhalt [%]	TS [%]	m_{H_2O} [g]	Tillsatt testmedium [ml]
FF 17:1	23,3	76,7	5,8	94,2
FF 17:2	17,8	82,2	4,5	95,6
FF 17:3	24,5	75,5	6,1	93,9
FF 17:4	20,9	79,1	5,2	94,8
FF 17:5	18,5	81,5	4,6	95,4
FF 17:6	34,0	66,0	8,5	91,5
FF 17:7	5,9	94,1	1,5	98,5
FF 17:8	62,8	37,2	15,7	84,3
FF 17:9	59,0	41,0	14,8	85,3
FF 17:10	14,9	85,1	3,7	96,3
FF 17:11	21,0	79,0	5,3	94,8
FF 17:12	20,0	80,0	5,0	95,0
FF 17:13	24,9	75,1	6,2	93,8
FF 17:14	18,3	81,7	4,6	95,4
FF 17:15	23,4	76,6	5,9	94,2
FF 17:16	21,4	78,6	5,4	94,7
FF 17:17	18,3	81,7	4,6	95,4
FF 17:18	12,2	87,8	3,1	97,0
FF 17:19	15,1	84,9	3,8	96,2
FF 17:20	15,7	84,3	3,9	96,1
FF 17:21	19,8	80,2	5,0	95,1
FF 17:22	9,3	90,7	2,3	97,7
FF 17:23	11,9	88,1	3,0	97,0
FF 17:24	13,6	86,4	3,4	96,6
FF 17:25	21,2	78,8	5,3	94,7
FF 17:26	12,6	87,4	3,2	96,9
FF 17:27	16,8	83,2	4,2	95,8
FF 17:28	6,4	93,6	1,6	98,4
FF 17:29	40,1	59,9	10,0	90,0
FF 17:30	18,2	81,8	4,6	95,5
FF 17:31	25,2	74,8	6,3	93,7
FF 17:32	5,8	94,2	1,5	98,6
FF 17:33	5,4	94,6	1,4	98,7
FF 17:34	12,4	87,6	3,1	96,9
FF 17:35	37,2	62,8	9,3	90,7
FF 17:36	12,8	87,2	3,2	96,8
FF 17:37	10,3	89,7	2,6	97,4
FF 17:38	7,4	92,6	1,9	98,2
FF 17:39	6,1	93,9	1,5	98,5
FF 17:40	10,3	89,7	2,6	97,4
FF 17:41	13,2	86,8	3,3	96,7
FF 17:42	7,1	92,9	1,8	98,2
FF 17:43	2,3	97,7	0,6	99,4
FF 17:44	9,1	90,9	2,3	97,7
FF 17:45	10,5	89,5	2,6	97,4
FF 17:46	16,6	83,4	4,2	95,9
FF 17:47	11,5	88,5	2,9	97,1
FF 17:48	12,2	87,8	3,1	97,0
FF 17:49	11,1	88,9	2,8	97,2
FF 17:50	8,7	91,3	2,2	97,8

Tabell B2 Halter för uppmätt nitritkväve för samtliga replikat och tidpunkter. Siffror i rött markerar att halten är under detektionsgränsen, 0,01 mg/l, och att de vid senare beräkningar då fått värdet av halva detektionsgränsen.

Replikat	2 timmar	6 timmar
	$NO_2 - N$ [mg/l]	$NO_2 - N$ [mg/l]
FF 17:8:1	0,353	1,575
FF 17:8:2	0,348	1,608
FF 17:8:3	0,380	1,896
FF 17:9:1	0,082	0,329
FF 17:9:2	0,082	0,373
FF 17:9:3	0,079	0,345
FF 17:29:1	0,085	0,381
FF 17:29:2	0,087	0,391
FF 17:29:3	0,101	0,392
FF 17:35:1	0,156	0,879
FF 17:35:2	0,161	0,886
FF 17:35:3	0,166	0,978
FF 17:6:1	0,132	0,605
FF 17:6:2	0,157	0,698
FF 17:6:3	0,159	0,714
FF 17:31:1	0,054	0,156
FF 17:31:2	0,052	0,147
FF 17:31:3	0,057	0,163
FF 17:13:1	0,050	0,022
FF 17:13:2	0,047	0,125
FF 17:13:3	0,048	0,121
FF 17:3:1	0,122	0,310
FF 17:3:2	0,103	0,297
FF 17:3:3	0,051	0,307
FF 17:15:1	0,018	0,123
FF 17:15:2	0,015	0,023
FF 17:15:3	0,018	0,025
FF 17:1:1	0,060	0,146
FF 17:1:2	0,062	0,165
FF 17:1:3	0,057	0,162

Replikat	2 timmar	6 timmar
	$NO_2 - N$ [mg/l]	$NO_2 - N$ [mg/l]
Blank 1	0,000	0,001
Blank 2	0,001	0,001
FF 17:16:1	0,044	0,173
FF 17:16:2	0,046	0,176
FF 17:16:3	0,048	0,187
FF 17:25:1	0,027	0,067
FF 17:25:2	0,028	0,068
FF 17:25:3	0,027	0,068
FF 17:11:1	0,036	0,127
FF 17:11:2	0,033	0,127
FF 17:11:3	0,032	0,126
FF 17:4:1	0,052	0,168
FF 17:4:2	0,057	0,181
FF 17:4:3	0,055	0,184
FF 17:12:1	0,034	0,112
FF 17:12:2	0,033	0,120
FF 17:12:3	0,036	0,121
FF 17:21:1	0,030	0,164
FF 17:21:2	0,034	0,160
FF 17:21:3	0,036	0,171
FF 17:5:1	0,086	0,231
FF 17:5:2	0,087	0,239
FF 17:5:3	0,101	0,240
FF 17:14:1	0,087	0,258
FF 17:14:2	0,074	0,265
FF 17:14:3	0,074	0,261
FF 17:17:1	0,074	0,282
FF 17:17:2	0,082	0,274
FF 17:17:3	0,096	0,312
FF 17:30:1	0,009	0,011

	2 timmar	6 timmar
Replikat	$NO_2 - N$ [mg/l]	$NO_2 - N$ [mg/l]
FF 17:30:2	0,006	0,012
FF 17:30:3	0,009	0,012
Blank 1	0,001	0,002
Blank 2	0,001	0,001
FF 17:2:1	0,018	0,054
FF 17:2:2	0,022	0,063
FF 17:2:3	0,020	0,062
FF 17:27:1	0,007	0,016
FF 17:27:2	0,007	0,014
FF 17:27:3	0,008	0,017
FF 17:46:1	0,084	0,245
FF 17:46:2	0,071	0,266
FF 17:46:3	0,069	0,263
FF 17:20:1	0,030	0,096
FF 17:20:2	0,025	0,090
FF 17:20:3	0,027	0,120
FF 17:19:1	0,042	0,214
FF 17:19:2	0,054	0,213
FF 17:19:3	0,047	0,215
Blank 1	0,001	0,000
Blank 2	0,001	0,000
FF 17:10:1	0,025	0,057
FF 17:10:2	0,038	0,053
FF 17:10:3	0,024	0,057
FF 17:24:1	0,003	0,000
FF 17:24:2	0,004	-0,001
FF 17:24:3	0,003	-0,001
FF 17:41:1	0,003	-0,002
FF 17:41:2	0,003	-0,002
FF 17:41:3	0,002	-0,002
FF 17:36:1	0,013	0,027
FF 17:36:2	0,009	0,025
FF 17:36:3	0,013	0,026
FF 17:26:1	0,003	0,000

	2 timmar	6 timmar
Replikat	$NO_2 - N$ [mg/l]	$NO_2 - N$ [mg/l]
FF 17:26:2	0,002	0,000
FF 17:26:3	0,003	0,001
FF 17:34:1	0,066	0,233
FF 17:34:2	0,084	0,235
FF 17:34:3	0,092	0,272
FF 17:18:1	0,072	0,104
FF 17:18:2	0,073	0,111
FF 17:18:3	0,072	0,108
FF 17:48:1	0,064	0,190
FF 17:48:2	0,057	0,191
FF 17:48:3	0,065	0,221
FF 17:23:1	0,008	0,024
FF 17:23:2	0,007	0,023
FF 17:23:3	0,008	0,023
FF 17:47:1	0,039	0,073
FF 17:47:2	0,044	0,079
FF 17:47:3	0,045	0,080
Blank 1	0,000	0,000
Blank 2	0,000	0,000
FF 17:49:1	0,025	0,052
FF 17:49:2	0,024	0,048
FF 17:49:3	0,024	0,054
FF 17:45:1	0,044	0,126
FF 17:45:2	0,047	0,126
FF 17:45:3	0,045	0,129
FF 17:37:1	0,004	0,010
FF 17:37:2	0,003	0,012
FF 17:37:3	0,004	0,012
FF 17:40:1	0,112	0,217
FF 17:40:2	0,126	0,213
FF 17:40:3	0,126	0,219
FF 17:22:1	0,002	0,008
FF 17:22:2	0,001	0,008
FF 17:22:3	0,001	0,008

	2 timmar	6 timmar
Replikat	$NO_2 - N$ [mg/l]	$NO_2 - N$ [mg/l]
FF 17:44:1	0,000	0,000
FF 17:44:2	-0,001	0,001
FF 17:44:3	0,000	0,000
FF 17:50:1	0,073	0,151
FF 17:50:2	0,058	0,145
FF 17:50:3	0,053	0,150
FF 17:38:1	0,005	0,001
FF 17:38:2	0,001	0,001
FF 17:38:3	0,000	0,001
FF 17:42:1	0,083	0,133
FF 17:42:2	0,082	0,122
FF 17:42:3	0,098	0,122
FF 17:28:1	0,005	0,008
FF 17:28:2	0,006	0,008
FF 17:28:3	0,007	0,007
Blank 1	0,000	-0,001
Blank 2	0,000	-0,001
FF 17:39:1	0,000	0,004
FF 17:39:2	0,002	0,003
FF 17:39:3	0,001	0,004
FF 17:7:1	0,001	0,004
FF 17:7:2	0,001	0,005
FF 17:7:3	0,002	0,005
FF 17:32:1	0,003	0,006
FF 17:32:2	0,003	0,006
FF 17:32:3	0,003	0,005
FF 17:33:1	0,003	0,006
FF 17:33:2	0,002	0,006
FF 17:33:3	0,002	0,006
FF 17:43:1	0,001	0,004
FF 17:43:2	0,001	0,004
FF 17:43:3	0,001	0,003
Blank 1	0,000	0,001
Blank 2	0,000	0,000

Tabell B3 Substratinducerad ammoniakoxidation för samtliga 50 jordprover.

Jordprov	SIAO [$\text{ng NO}_2 - \text{N g}^{-1} \text{ TS jord min}^{-1}$]
FF 17:1	4,26
FF 17:2	1,61
FF 17:3	9,40
FF 17:4	5,18
FF 17:5	5,95
FF 17:6	26,40
FF 17:7	0,00
FF 17:8	119,40
FF 17:9	21,78
FF 17:10	1,04
FF 17:11	3,92
FF 17:12	3,48
FF 17:13	1,82
FF 17:14	7,47
FF 17:15	1,74
FF 17:16	5,61
FF 17:17	8,39
FF 17:18	1,34
FF 17:19	6,53
FF 17:20	2,97
FF 17:21	5,48
FF 17:22	0,00
FF 17:23	0,70
FF 17:24	0,00
FF 17:25	1,73
FF 17:26	0,00
FF 17:27	0,43
FF 17:28	0,00
FF 17:29	16,53
FF 17:30	0,28
FF 17:31	4,51
FF 17:32	0,00
FF 17:33	0,00
FF 17:34	6,31
FF 17:35	39,99
FF 17:36	0,59
FF 17:37	0,23
FF 17:38	0,00
FF 17:39	0,00
FF 17:40	3,52
FF 17:41	0,00
FF 17:42	1,36
FF 17:43	0,00
FF 17:44	0,00
FF 17:45	3,05
FF 17:46	7,33
FF 17:47	1,30
FF 17:48	5,27
FF 17:49	1,02
FF 17:50	3,18

BILAGA C: MARKPARAMETRAR OCH FÖRORENINGSHALTER

Tabell C1 Markparametrar för samtliga jordprover.

Provpunkt	Tot-C [%]	Org-C [%]	Tot-N [%]	pH	O-P [mgkg ⁻¹]	C/N	Ler [%]
FF 17:1	7,4	7,3	0,27	7,3	0,24	27	12
FF 17:2	4,7	4,6	0,17	7,4	0,16	27	6
FF 17:3	7,8	6,7	0,25	8,3	0,78	27	10
FF 17:4	4,8	4,4	0,16	8,2	0,37	28	6
FF 17:5	3,5	3,4	0,16	8,1	0,3	21	6
FF 17:6	10,7	10,3	0,29	8,4	0,5	36	9
FF 17:7	2,8	2,7	0,11	6,9	0,11	25	2
FF 17:8	30,3	30,1	0,46	7,8	0,22	65	6
FF 17:9	22,8	22,6	0,39	7	0,11	58	6
FF 17:10	1,9	1,7	0,094	7,1	0,15	18	4
FF 17:11	4,2	4	0,16	8,3	0,32	25	6
FF 17:12	5,6	5,5	0,22	7,6	0,2	25	5
FF 17:13	7,3	6,1	0,18	8,6	0,5	34	8
FF 17:14	4,2	4,1	0,2	7,9	0,34	21	4
FF 17:15	5,3	5,2	0,14	6,9	0,073	37	5
FF 17:16	5,1	4,9	0,19	8	0,4	26	6
FF 17:17	4,3	4,1	0,15	8,1	0,32	27	5
FF 17:18	3,8	3,7	0,2	8	0,13	19	4
FF 17:19	4,1	4	0,17	7,5	0,14	24	5
FF 17:20	2,7	2,6	0,13	7	0,26	20	3
FF 17:21	4,3	4,2	0,16	6,8	0,097	26	3
FF 17:22	3,4	3,3	0,22	5,4	0,02	15	3
FF 17:23	4,1	3,9	0,22	5,9	0,25	18	7
FF 17:24	11,2	11,1	0,19	6,3	0,1	58	3
FF 17:25	5,6	5,5	0,14	7	0,14	39	3
FF 17:26	2,1	2	0,091	6,2	0,02	22	2
FF 17:27	2,6	2,5	0,13	6,2	0,1	19	5
FF 17:28	1,6	1,5	0,088	6,3	0,043	17	3
FF 17:29	13,6	13,4	0,31	7,2	0,11	43	3
FF 17:30	13,8	13,6	0,28	6,5	0,22	49	6
FF 17:31	8	7,3	0,19	8,5	0,37	38	7
FF 17:32	1,7	1,6	0,056	7,7	0,02	29	5
FF 17:33	1,5	1,4	0,054	6,2	0,02	26	5
FF 17:34	5	4,9	0,23	7,5	0,18	21	3
FF 17:35	11,7	11,3	0,31	8,1	0,57	36	8
FF 17:36	5,3	5,2	0,17	6,8	0,078	31	8
FF 17:37	0,9	0,8	0,025	8,5	0,02	32	3
FF 17:38	2,8	2,7	0,074	8,2	0,02	36	2
FF 17:39	4,3	2	0,085	8,3	0,13	24	8
FF 17:40	10,6	9,6	0,26	8,1	0,11	37	7
FF 17:41	5,4	4,8	0,2	8,1	0,26	24	8
FF 17:42	6,5	6,1	0,13	7,9	0,02	47	4
FF 17:43	1	0,9	0,025	7,8	0,082	36	2
FF 17:44	1,9	1,8	0,025	7,4	0,02	72	2
FF 17:45	4,3	4	0,19	8,3	0,38	21	6
FF 17:46	4,3	4,2	0,24	7,2	0,065	18	3
FF 17:47	13,9	13,6	0,17	8	0,22	80	4
FF 17:48	4	3,7	0,2	8,3	0,23	19	10
FF 17:49	2,7	1,6	0,08	8,8	0,3	20	6
FF 17:50	1,7	1,3	0,067	8,5	0,1	19	4

Tabell C2 Föreningshalter för samtliga provpunkter.

Parameter	TP-PAH16, tot. [0–1]	TP-PAH16, biotillg. [0–1]	TP-Cu+Pb+Zn, biotillg. [0–1]	TP-PAH16+Cu+Pb+Zn, biotillg. [0–1]
FF 17:1	0,26	0,17	0,44	0,54
FF 17:2	0,09	0,16	0,68	0,73
FF 17:3	0,08	0,11	0,54	0,59
FF 17:4	0,11	0,14	0,48	0,56
FF 17:5	0,11	0,07	0,70	0,72
FF 17:6	0,16	0,06	0,50	0,53
FF 17:7	0,44	0,44	0,80	0,89
FF 17:8	0,09	0,01	0,26	0,27
FF 17:9	0,10	0,01	0,31	0,32
FF 17:10	0,12	0,15	0,30	0,40
FF 17:11	0,06	0,08	0,65	0,68
FF 17:12	0,13	0,11	0,31	0,39
FF 17:13	0,03	0,01	0,94	0,94
FF 17:14	0,01	0,00	0,17	0,18
FF 17:15	0,14	0,26	0,41	0,56
FF 17:16	0,06	0,10	0,38	0,45
FF 17:17	0,07	0,10	0,33	0,39
FF 17:18	0,09	0,19	0,55	0,64
FF 17:19	0,04	0,03	0,31	0,33
FF 17:20	0,10	0,12	0,61	0,66
FF 17:21	0,06	0,03	0,17	0,19
FF 17:22	0,41	0,18	0,13	0,29
FF 17:23	0,09	0,04	0,19	0,23
FF 17:24	0,05	0,01	0,11	0,11
FF 17:25	0,09	0,01	0,15	0,16
FF 17:26	0,20	0,15	0,13	0,26
FF 17:27	0,31	0,21	0,25	0,40
FF 17:28	0,15	0,06	0,07	0,13
FF 17:29	0,27	0,14	0,27	0,38
FF 17:30	0,04	0,00	0,17	0,17
FF 17:31	0,05	0,01	0,50	0,51
FF 17:32	0,05	0,01	0,12	0,13
FF 17:33	0,12	0,25	0,19	0,39
FF 17:34	0,22	0,32	0,30	0,52
FF 17:35	0,09	0,12	0,36	0,44
FF 17:36	0,11	0,01	0,24	0,25
FF 17:37	0,04	0,01	0,22	0,23
FF 17:38	0,03	0,00	0,57	0,57
FF 17:39	0,21	0,02	0,07	0,09
FF 17:40	0,17	0,07	0,18	0,24
FF 17:41	0,26	0,02	0,21	0,23
FF 17:42	0,35	0,05	0,19	0,23
FF 17:43	0,08	0,18	0,21	0,35
FF 17:44	0,19	0,04	0,87	0,87
FF 17:45	0,06	0,05	0,34	0,37
FF 17:46	0,10	0,19	0,30	0,43
FF 17:47	0,05	0,00	0,66	0,66
FF 17:48	0,11	0,12	0,37	0,45
FF 17:49	0,04	0,03	0,40	0,41
FF 17:50	0,08	0,07	0,35	0,39

BILAGA D: TESTANALYS

Bilaga D innehåller halter samt rådata från testanalysen av jorden från Nántuna och Krusenberg.

Tabell D1 I tabellen visas testjordarnas vattenhalt, torrsubstans, massa för vattnet samt volymen testmedium som tillsattes proverna.

Jordprov	Vattenhalt [%]	TS [%]	m_{H_2O} [g]	Tillsatt testmedium [ml]
Krusenberg	10,2	89,8	2,6	97,5
Nántuna	12,2	87,8	3,1	97,0

Tabell D2 Halterna nitritkväve som uppmättes under testanalysen.

Replik	2 timmar	6 timmar
	$NO_2 - N$ [mg l ⁻¹]	$NO_2 - N$ [mg l ⁻¹]
Kr_24h_01	0,007	0,031
Kr_24h_02	0,007	0,036
Kr_24h_03	0,006	0,034
Kr_48h_01	0,009	0,029
Kr_48h_02	0,008	0,023
Kr_48h_03	0,008	0,020
Nå_24h_01	0,089	0,304
Nå_24h_02	0,090	0,330
Nå_24h_03	0,096	0,347
Nå_48h_01	0,065	0,202
Nå_48h_02	0,059	0,220
Nå_48h_03	0,067	0,234

Halterna substratinducerad ammoniakoxidation som beräknades efter resultatet från nitritkvävehalterna från testanalysen.

Tabell D3 Beräknad ammoniakoxidation för Nántuna och Krusenberg vid två tidpunkter.

Jordprov	SIAO [ng $NO_2 - N$ g ⁻¹ TS jord min ⁻¹]
Kr_24h	1,05
Nå_24h	8,93
Kr_48h	0,71
Nå_48h	5,88