

EMISSIONER AV AMMONIAK FRÅN GOLVKONSTRUKTIONER

Anders Lindvall

Oktober 2014

SBUF stödjer
forskning & utveckling

som leder till
praktisk handling

FÖRORD

I SBUF-projekt 12530 har problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak från betong, huvudsakligen i golvkonstruktioner med träbaserade golvbeläggningar, studerats. Bakgrunden är att skadefall har rapporterats där problem med inomhusmiljön och skador på omkringliggande byggnadsmaterial, främst där emissioner av ammoniak från betong, har identifierats som en av orsakerna. Varken bakomliggande mekanismer, inverkan eller omfattningen på problem/skador är kartlagda och därför har detta projekt genomförts.

Arbetet har utförts av Anders Lindvall, Thomas Concrete Group Centrala laboratorium (C.lab.) i Göteborg, samt Katja Fridh och Lars-Olof Nilsson, avdelningen för byggnadsmaterial vid Lunds tekniska högskola i Lund.

Projektets referensgrupp har varit sammansatt av:

- Tang Luping, Chalmers tekniska högskola.
- Lars-Olof Nilsson, Lunds tekniska högskola.
- Katarina Malaga, CBI Betonginstitutet.
- Fredrik Gränne & Ella Wessén, NCC AB.
- Ingemar Löfgren, Thomas Concrete Group C.lab.
- Hans Hedlund, Skanska Sverige AB.
- Kristina Mjörnell & Carl-Magnus Capener, SP.
- Mats Karlsson, AB Färdig Betong.
- Christer Hedin, Betongindustri.
- Jonas Carlswärd, Betongindustri.
- Sven-Erik Johansson & Åsa Nilsson, Cementsa.
- Peter Weywadt, Sydsten.
- Bo Persson & Hans Oscarsson, Swerock.
- Jenny Arnoldsson & Chaza Nahra, Golvbranschen.

Projektet har finansierats av SBUF, Färdig Betong, Cementsa, Betongindustri, Swerock, Sydsten, CBI Betonginstitutet, SP, NCC samt Skanska.

Ett tack framförs till projektets finansiärer samt referensgruppens medlemmar.

Göteborg, Oktober 2014

Anders Lindvall, projektledare, Thomas Concrete Group C.lab.

SAMMANFATTNING

Under senare år har en del begränsade skador på golvkonstruktioner rapporterats, där emissioner av ammoniak från betong har identifierats som orsaken. Emissioner av ammoniak kan både ge problem med inomhusmiljön i en byggnad samt skada omkringliggande byggnadsmaterial. De problem med inomhusmiljön som finns rapporterade är huvudsakligen att ”dålig lukt” har uppstått. Skador på omkringliggande byggnadsmaterial har främst uppstått vid vissa träbaserade material bestående av tanninrika träslag, t.ex. ek, där träet blir missfärgat vid exponering för ammoniak.

Projektet har genomförts i tre delar: (i) sammanställa information som finns tillgänglig i litteraturen, (ii) sammanställa information från genomförda skadeutredningar samt (iii) genomföra kompletterande undersökningar i laboratorium. Resultaten från litteraturstudien och genomförda skadeutredningar visar att problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak från betong normalt förekommer sällan och att omfattningen är mycket liten. Sammanställningen av resultat från skadeutredningar visat att problem/skador nästan uteslutande har förekommit i golvkonstruktioner där träbaserade golvbeläggningar av tanninrika träslag, t.ex. ekträ, har lagts direkt på en betongplatta med underliggande plastfolie. De viktigaste inverkanse faktorerna för att ammoniak ska bildas i betong är innehållet av kvävehaltiga ämnen och betongens fuktillstånd, som båda måste vara tillräckligt höga, samt alkalitet (pH). Litteraturstudien visar också att problem/skador förefaller vara begränsade till vissa länder, där rapporter endast finns från Sverige, Danmark, Finland, Kina och Japan. Genomgången av skadefall visar att problem/skador förekommer i byggnader uppförda under 2000-talet upp till ca 10 år efter färdigställande. Det finns också en tydlig avgränsning i ålder på byggnader, där samtliga byggnader med problem/skador är uppförda fram till 2008 (betonggjutning). Det finns inga problem/skador rapporterade från byggnader uppförda efter 2008! Genomförda undersökningar i laboratorium visar att för ”normala” betonger som i dagsläget används i golvkonstruktioner finns det ingen risk för skadliga emissioner av ammoniak. För att skadliga emissioner av ammoniak skall uppstå krävs ”extrema” betonger där innehållet av kvävehaltiga ämnen är högt och att fuktillståndet i betongen är högt. Detta betyder att om innehållet av kvävehaltiga ämnen begränsas i betongens delmaterial finns ingen risk för att skadliga emissioner av ammoniak kan uppstå. Förslag på sådana begränsningar av kvävehaltiga ämnen i betongens delmaterial presenteras i rapporten. Dessutom ges förslag på begränsningar av fuktillstånd i betong vid applicering av golvbeläggningar. Andra åtgärder för att undvika problem/skador är att sörja för en god ventilation och undvika känsliga material.

INNEHÅLL

INLEDNING	1
BAKGRUND	1
SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR	2
METOD	2
DISPOSITION	3
LITTERATURSTUDIE – EMISSIONER AV AMMONIAK FRÅN GOLVKONSTRUKTIONER	4
INTRODUKTION	4
UPPGIFTER I LITTERATUREN.....	5
<i>Emissioner av ammoniak</i>	5
<i>Källor till emissioner av ammoniak</i>	7
<i>Gränsvärden för exponering av ammoniak</i>	8
LITTERATURSTUDIE – BAKOMLIGGANDE MEKANISMER	9
INTRODUKTION	9
MÖJLIGA KÄLLOR TILL AMMONIAK – ALLMÄNT.....	9
BINDEMEDEL	10
<i>Cement</i>	10
<i>Flygaska</i>	13
TILLSATSMEDEL	17
BAKOMLIGGANDE MEKANISMER.....	18
<i>Inverkan av alkalitet (pH)</i>	20
<i>Inverkan av fukttillståndet</i>	20
<i>Inverkan av temperatur</i>	21
GRÄNSVÄRDEN FÖR KONCENTRATION AV AMMONIAK	21

EXEMPEL PÅ GOLVKONSTRUKTIONER	23
<i>Uppbyggnad av vanliga golvkonstruktioner</i>	23
<i>Acceptabla fuktillstånd vid applicering av golvbeläggningar</i>	24
DISKUSSION	26
ENKÄTUNDERSÖKNING	28
INTRODUKTION	28
RESULTAT	28
<i>Information om objektet</i>	29
<i>Information om betongsammansättning</i>	29
<i>Information om ytbeläggningar</i>	30
<i>Information om utförande</i>	30
<i>Information om skadad konstruktionsdel</i>	31
<i>Information om problem/skador som har uppstått</i>	32
KOMMENTARER	32
LABORATORIEUNDERSÖKNING	34
ALLMÄNT	34
BESTÄMNING AV EMISSIONER AV AMMONIAK	34
GENOMFÖRDA PROVNINGAR	35
<i>Provningar i etapp I (provning av provningsmetoden)</i>	36
<i>Provningar i etapp II (förförsök)</i>	36
<i>Provningar i etapp III (huvudförsök)</i>	36
KOMMENTARER RESULTAT	38
DISKUSSION	40
ALLMÄNT	40
GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	41

<i>Litteraturstudie</i>	41
<i>Enkätundersökning (sammanställning av skadefall)</i>	42
<i>Undersökningar i laboratorium</i>	43
MÖJLIGA KÄLLOR TILL AMMONIAK.....	44
INVERKAN AV BYGGTEKNIKEN – UTFORMNING AV GOLVKONSTRUKTIONER	45
ANDRA INVERKANDE FAKTORER – PROBLEM/SKADOR	47
AVSLUTANDE KOMMENTARER OCH REKOMMENDATIONER	48
AVSLUTANDE KOMMENTARER	48
REKOMMENDATIONER	49
FÖRSLAG PÅ FORTSATTA STUDIER	51
REFERENSER	52

Bilaga I. Enkätundersökning.

Bilaga II. Rapport med resultat från genomförda laboratorieundersökningar.

INLEDNING

Bakgrund

Under senare år har en del begränsade skador på golvkonstruktioner rapporterats, där emissioner av ammoniak från betong har identifierats som bakomliggande orsak. Emissioner av ammoniak kan både ge problem med inomhusmiljön i en byggnad samt skada omkringliggande byggnadsmaterial. Det bör påpekas att ammoniak inte har någon skadlig inverkan på själva betongen utan endast på omkringliggande byggnadsmaterial samt ge problem med innemiljön. De problem med inomhusmiljön som finns rapporterade är huvudsakligen att ”dålig lukt” har uppstått. Skador på omkringliggande byggnadsmaterial har främst uppstått vid vissa träbaserade material bestående av tanninrika träslag, t.ex. ek, där träet blir missfärgat vid exponering för ammoniak.

Problem/skador där emissioner av ammoniak har identifierats som orsaken är inget nytt problem. Redan under 1960-talet fanns problem med emissioner av ammoniak från betong rapporterade, Sell & Kühne (1967), där kvävehaltiga tillsatsmedel pekades ut som den huvudsakliga källan för dessa emissioner. Det togs även fram en enkel provningsmetod för att bedöma hur känsliga olika tillsatsmedel är med avseende på uppkomst av emissioner av ammoniak. Under 1970- och 1980-talen förekom en del skadefall med emissioner av ammoniak där nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel pekades ut som en källa till emissionerna, se t.ex. Nilsson (1984). Kaseinhaltigt flytspackel slutade användas i början av 1980-talet och problemen som kunde hänföras till flytspackel försvann.

Under de senaste ca 10-15 åren har skadefall med problem/skador där emissioner av ammoniak har identifierats som orsaken återigen börjat rapporteras. De skadefall som finns rapporterade är nästan uteslutande golvkonstruktioner i betong med träbaserade golvbeläggningar eller konstruktioner med speciella betongsammansättningar. Ett exempel på rapporter om skadefall från golvkonstruktioner med träbaserade golvbeläggningar ges i Dagerholm & Magnusson (2010) där en sammanställning av ett par skadeutredningar genomförda av skadeutredaren AK-konsult presenteras. Enligt AK-konsult har problem rapporterats från hus 1-4 år efter färdigställande med missfärgning av parkettgolv samt uppkomst av avvikande lukt. I Danmark har också en del problem med emissioner av ammoniak från betong rapporterats där ekparkett har blivit missfärgad, se t.ex. Andersen (2009). Problemen som rapporteras från Danmark relateras till de bindemedel som har använts, där bl.a. stenkolsflygaska har pekats ut som den främsta källan till emissioner av ammoniak. Problem med emissioner av ammoniak från golv- och väggkonstruktioner av betong har även uppmärksamats i Kina och Japan. I Kina och Japan har användning av vissa tillsatsmedel, baserade på kvävehaltiga ämnen och med höga doseringar, identifierats som den huvudsakliga källan till emissioner av ammoniak, se t.ex. Lindgren (2010) samt Bai m.fl. (2006).

Mekanismerna som orsakar emissioner av ammoniak från betong är inte helt klarlagda, men det antas att något av delmaterialen i betongen som innehåller vissa kvävehaltiga ämnen bryts ned. Nedbrytningen antas främst påverkas av typen av kvävehaltig förening, pH och fuktillstånd i betongen samt temperaturen. Hur snabbt dessa föreningar bryts ned sker beror på hur hårt bundna de är, där nedbrytning går långsammare ju hårdare bundna föreningarna är. Kvävehaltiga ämnen kan finnas i de flesta av betongens delmaterial, men för det mesta är halterna så låga att mätbara emissioner av ammoniak inte kan uppstå. De delmaterial som främst antas kunna orsaka emissioner av ammoniak från betong är vissa bindemedel och tillsatsmedel. Dessutom kan byggtekniken inverka på förekomst av emissioner av ammoniak, där t.ex. användande av tätskikt

kan påverka fukttillståndet i betongen samt ”leda” emissioner av ammoniak (och även andra gaser) till vissa platser. För att skadliga emissioner av ammoniak skall kunna uppstå krävs en källa (främst vissa kvävehaltiga ämnen i betongens delmaterial) och att det är ”rätt” miljö (främst fukttillstånd och alkalitet) i betongen.

Av sammanställningen ovan framgår att det finns en del oklarheter kring de problem som kan uppstå på grund av emissioner av ammoniak. Bakomliggande mekanismer samt inverkan av faktorer, t.ex. betongens delmaterial eller används byggteknik, är inte helt kända. Omfattningen av eventuella problem med emissioner av ammoniak är heller inte klarlagd. För att klarlägga dessa oklarheter har SBUF-projekt 12530 genomförts. Eftersom projektet har haft en begränsad budget och projekttid kommer inte alla oklarheter kunna utredas helt, men resultaten kommer att klargöra omfattningen på problemen och ge mer information om bakomliggande mekanismer. Återstående oklarheter kommer identifieras och föreslås för fortsatta studier.

Syfte och avgränsningar

Syftet med SBUF-projekt 12530 ”Emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner” är att undersöka och dokumentera emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner av betong, för att klargöra under vilka förutsättningar emissioner av ammoniak uppstår och hur dessa emissioner kan undvikas eller minskas för att undvika problem med omkringliggande material samt inomhusmiljön. Fokus i projektet har varit på att undersöka bakomliggande mekanismer och identifiera inverkan av faktorer för att kunna kvantifiera kritiska tillstånd.

Metod

Projektet kommer preliminärt att genomföras i två etapper. I den första etappen har följande gjorts: en sammanställning av tillgänglig kunskap, en sammanställning av skadefall rörande problem med emissioner av ammoniak samt vissa inledande laborieförsök. Troligen finns det ett behov av ytterligare undersökningar i laboratorium samt fält och därför planeras också för en andra etapp där mer utförliga undersökningar kommer att genomföras.

Första etappen av projektet (som denna ansökan avser) har genomförts som en litteraturstudie och en fältstudie kompletterad med en del laboriefundersökningar. I litteraturstudien har en genomgång av tillgänglig litteratur inom området gjorts, där problem med emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner samt bakomliggande mekanismer och inverkan av faktorer beskrivs. I fältstudien har information från skadefall, där emissioner av ammoniak har identifierats som orsaken, samlats in. Information om skadefallen kommer från deltagare i projektets referensgrupp samt skadeutredare. Kompletterande laboriefundersökningar har också gjorts för att ytterligare undersöka bakomliggande mekanismer och inverkan av faktorer, där det finns oklarheter i litteraturen. Slutligen har resultaten från litteraturstudien och laboriefundersökningarna ställts samman i denna rapport.

I den andra etappen finns det planer på att genomföra ytterligare fält- och laboriefstudier, baserat på vad som framkommit i den första etappen. Ytterligare fältstudier kan exempelvis innefatta mer omfattande undersökningar av konstruktioner där problem/skador har konstaterats, där detaljerade mätningar av fukttillstånd och förekomst av emissioner kan komma att genomföras. Exempel på sådant som kan ingå i laboriefstudien är ytterligare kvantifiering av kritiska tillstånd och/eller framtagande av enkla mätmetoder för att kvantifiera vilka delmaterial som är potentiellt reaktiva.

Disposition

Rapporten är uppdelad i följande avsnitt:

- **Litteraturstudie**, där resultaten från genomgången av litteraturen presenteras. En uppdelning görs i vad som finns rapporterat kring emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner samt bakomliggande mekanismer och inverkan faktorer.
- **Enkätundersökning**, där resultaten från sammanställningen av skadefall presenteras.
- **Laboratorieundersökning**, där resultaten från laboratoriestudien presenteras.
- **Diskussion och sammanfattande kommentarer**, där resultaten från litteraturstudien samt enkät- och laboratorieundersökningarna sammanställs och diskuteras. Dessutom ges förslag på fortsatta studier.

LITTERATURSTUDIE – EMISSIONER AV AMMONIAK FRÅN GOLVKONSTRUKTIONER

Introduktion

Rapporter om problem relaterade till emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner av betong, t.ex. problem med inomhusmiljön och/eller skador på andra byggnadsmaterial, är något som dyker upp då och då. Emissioner av ammoniak kan antingen uppstå som ett resultat av att ammoniak finns i betongen eller att ammoniak bildas vid kemiska reaktioner när delmaterial i betongen som innehåller vissa kvävehaltiga ämnen bryts ned. Det bör dock påpekas att ammoniak inte har någon påverkan på betongens egenskaper, Bittner m.fl. (2001).

Beroende på när i tiden efter gjutning som emissioner uppstår kan det göras en uppdelning där det kan skiljas på **primära emissioner av ammoniak**, som uppstår under de första veckorna efter gjutning, och **sekundära emissioner av ammoniak**, som kan uppstå flera månader eller år efter gjutning. Det som avgör om emissioner av ammoniak blir primära eller sekundära är hur stabila kvävehaltiga ämnen i betongen som orsaker emissionerna är, där emissioner uppstår senare i tiden ju stabilare föreningarna är. Risken för eventuella problem/skador beror på vilken typ av emissioner som uppstår. **Primära emissioner** uppstår främst under de första veckorna efter gjutning, vilket betyder att den mesta av ammoniakens avgång sker under byggtiden innan byggnaden tas i bruk. **Sekundära emissioner** uppstår däremot flera månader eller år efter gjutning, dvs. under byggnadens användning, och kan således också resultera i problem med inomhusmiljön och/eller ge upphov till skador på byggnadsmaterial.

Problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak är dock inte bara ett materialproblem utan beror också på luftomsättningen i utrymmet där emissioner sker, dvs. det är ett ventilationsproblem. Detta gäller speciellt problem med inomhusmiljön, där utrymmen med god luftomsättning normalt inte får några problem oavsett omfattningen på eventuella emissioner av ammoniak från byggnadsmaterial. Vid en god luftomsättning förs den eventuella ammoniak som emitteras från byggnadsmaterial bort innan koncentrationen av ammoniak (och även andra gaser) blir så hög att obehag upplevs. Om luftomsättningen däremot är mindre god, finns det risk att koncentrationen av ammoniak blir så hög att problem med inomhusmiljön kan uppstå (obehag för människor som vistas i det aktuella utrymmet), se t.ex. Liu & Liu (2005). Inverkan av luftomsättning är inget unikt för ammoniak utan gäller för alla gaser. Skador på omgivande byggnadsmaterial påverkas dock i mindre omfattning av luftomsättningen i utrymmet där emissioner sker, eftersom dessa material ofta befinner sig nära emissionskällan. Ett exempel är träparkett med underliggande fuktskydd, där träet befinner sig endast någon millimeter från betongen.

I litteraturen är det sparsamt med uppgifter om problem/skador i huskonstruktioner relaterade till emissioner av ammoniak från betong (problem med inomhusmiljön och/eller skador på andra byggnadsmaterial). En möjlig orsak är troligen att eventuella problem/skador där emissioner av ammoniak från betong är orsaken normalt förekommer sällan och att det därför inte har funnits något att rapportera. Det finns dock en del undersökningar gjorda på vissa delmaterial. Ett sådant exempel är emissioner av ammoniak från flygaska, där ammoniak tillförs flygaskan i samband med rökgasrening, där en del undersökningar främst har genomförts i USA. Detta kan förklaras med att i USA används flygaska (både i betong och som landfyllnad) i relativt stor omfattning och att kvaliteten på flygaskan varierar. En del av de flygaskor som används i USA härstammar från förbränning av kol av låg kvalitet kombinerat med ineffektiva förbränningsprocesser vilket

resulterar i att flygaskan också får låg kvalitet, t.ex. höga restkolhalter och mycket föroreningar (av exempelvis ammoniak från rökgasrening). I Europa används normalt flygaskor av bättre kvalitet i betong, med lägre halter av restammoniak, och därför förekommer eventuella problem med emissioner av ammoniak också mer sällan.

Undersökningar rörande ammoniak i jordbruksmiljöer är något som förekommer i litteraturen. Det finns dock många skillnader mellan ammoniak i jordbruksmiljöer och emissioner av ammoniak från betong. I jordbruksmiljöer är ammoniakkällan extern och normalt används normalt betong av låg kvalitet, till skillnad mot de problem/skador som finns rapporterade från huskonstruktioner där ammoniakkällan oftast är intern och betong av god kvalitet har använts. Detta betyder också att det är svårt att dra några paralleller mellan problem med emissioner av ammoniak i jordbruksmiljöer respektive huskonstruktioner.

Uppgifter i litteraturen

I litteraturen finns en del undersökningar där emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner har studerats. Ammoniaken har både gett upphov till problem med inomhusmiljön och skador på omkringliggande byggnadsmaterial (främst missfärgning av tanninrika träslag¹, t.ex. ekträ). Undersökningar har både genomförts i golvkonstruktioner i betong (samt från andra typer av betongkonstruktioner) och i laboratorium. I följande stycken presenteras resultaten från dessa undersökningar. Det görs också kortare presentationer om möjliga källor till emissioner av ammoniak och hur risken för eventuella problem/skador kan bedömas.

Emissioner av ammoniak

Emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner av betong är inget nytt problem. Redan 1967 rapporterades det om problem med emissioner av ammoniak från betonger där kvävehaltiga tillsatsmedel pekades ut som källan, Sell & Kühne (1967). Det har också tagit fram en enkel provningsmetod för att undersöka potentiell risk för emissioner av ammoniak från olika tillsatsmedel. Provningsmetoden går till så att en viss volym av tillsatsmedlet exponeras för en viss volym kaliumhydroxidlösning i en sluten glasbägare. Förekomsten av ammoniak detekteras genom att mäta pH i luftvolymen i glasbägaren (med en pH-sticka). Om ammoniak har bildats kommer ett förhöjt pH att mätas upp i luftvolymen i glasbägaren, eftersom om ammoniak löses i vatten bildas en basisk lösning (ammoniumhydroxid).

Under 1970- och 1980-talen rapporterades problem som påminner om de som rapporteras från golvkonstruktioner med emissioner av ammoniak. I dessa fall rörde det sig om konstruktioner där kaseinhaltiga² flytspackel hade använts. Denna typ av flytspackel kan under vissa förhållanden (höga fuktillstånd och pH) brytas ned varvid ammoniak bildas, se t.ex. Nilsson (1984). De problem/skador som uppstod rörde sig om blåsbildningar under plastmattor, missfärgning av omkringliggande material (t.ex. ekparkett och korkplattor) samt uppkomst av elak lukt. Det bör dock påpekas att dessa problem/skador inte är något unikt för konstruktioner med emissioner av ammoniak från kaseinhaltigt flytspackel utan kan uppstå också i andra

¹ Att ammoniak mörkfärgar tanninrika träslag är något som har varit känt sedan början av 1900-talet. Det är till och med så att man har utnyttjat detta för att färga ekträ genom att medvetet exponera det för ammoniak.

² Kasein är en grupp av fosforhaltiga proteiner som bland annat användes som flyttillsatser i avjämningsmassor.

konstruktioner om rätt förutsättningar finns. Exempelvis kan blåsbildning uppstå i alla golvmaterial vid exponering för tillräckligt höga fuktillstånd. I början av 1980-talet ersattes kaseinet i flytspacklet med andra material och problemen med emissioner av ammoniak från flytspackel försvann. I dagsläget görs omfattande emissionsmätningar och tredjepartscertifieringar av avjämningsmassor, där bland annat hårda krav ställs på eventuella emissioner av ammoniak. Därför är problem med emissioner av ammoniak från avjämningsmassor ovanliga idag.

Under de senaste tio åren har återigen problem/skador med emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner rapporterats. De problem/skador som finns rapporterade rör inomhusmiljön och/eller skador på omkringliggande material. I litteraturen finns det en handfull undersökningar där problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner och inverkan faktorer har undersökts. Resultaten pekar ut kvävehaltiga delmaterial i betongen som källan till emissioner av ammoniak men att dessa emissioner normalt klingar av någon månad efter gjutning. Det finns dock några fall där emissioner av ammoniak har uppstått även efter längre tid. Faktorer som har visat sig ha en inverkan på emissioner av ammoniak (både primära och sekundära emissioner) är fuktillstånd och pH i betongen samt temperatur. Dessutom bör betongkvaliteten inverka på förekomsten av emissioner av ammoniak, men det är dock sällan använda betongkvaliteter redovisas i publicerade undersökningar. Problem/skador med emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner verkar också vara regionalt förekommande, där uppgifter i litteraturen finns från Danmark, Finland och Sverige samt Japan och Kina. Nedan ges några exempel på vad finns i litteraturen.

Nordström m.fl. (1999) har genomfört undersökningar av inomhusmiljön i fyra olika äldreboenden i södra Sverige, där bl.a. emissioner av ammoniak har mätts upp. Resultaten visar att emissioner av ammoniak förekommer i de fall där det också har mätts upp höga fuktillstånd i betongen (överstigande 75-84 % RF). Källan till ammoniak antas vara superplasticerande tillsatsmedel, innehållande kvävehaltiga ämnen, som bryts ned i den basiska miljön som finns i betongen. Dock finns inga uppgifter om vilka typer av superplasticerande tillsatsmedel som har använts eller vad de har varit sammansatta av.

I Dagerholm & Magnusson (2010) görs en sammanställning av sex skadeutredningar utförda av AK-konsult på objekt i södra Sverige. Sammanställning av skadeutredningarna har också kompletterats med en laboratorieundersökning, där emissioner av ammoniak har studerats från betong med olika sammansättningar. De undersökningarna som har genomförts har bl.a. innefattat bestämning fuktillstånd och emissioner av ammoniak samt noteringar om eventuella problem med inomhusmiljön och/eller omkringliggande material. Resultaten visar ingen entydig bild över när problem uppstår, dock har en viss koppling mellan fuktillstånd i betongen och uppkomst av emissioner av ammoniak kunnat konstateras, där emissioner har visat sig uppstå när RF i betongen överstiger 80-85 %. Det finns heller inga uppgifter om betongsammansättningar i konstruktioner med problem.

I Japan och Kina har problem med emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner uppmärksammas och en del undersökningar kring detta har genomförts. Ett exempel är Kobayashi (2000) där skador på oljemålningar i ett japanskt konstmuseum rapporteras. Källorna till ammoniak har identifierats som nitrider i cement och ballast, samt ammoniumjoner i lermineral och glimmer. Tomoto m.fl. (2009) har bland annat undersökt vad som orsakar emissioner av ammoniak och identifierar tillsatsmedel som är baserad på amider, aminer och urea som de huvudsakliga källorna. I Liu & Liu (2005) rapporteras om emissioner av ammoniak i tre kontorsbyggnader i Kina, där källan till emissionerna identifieras som urea i betongen

(tillsatt som avisningsmedel vintertid). Ytterligare exempel på undersökningar från Japan och Kina där problem med emissioner av ammoniak finns i Mitani m.fl. (1966) och Kurosaka (2002). I dessa undersökningar finns det inga detaljerade uppgifter om betongsammansättningar, t.ex. bindemedelshalter eller hur höga doseringar av tillsatsmedel som har använts. Det finns heller uppgifter om vilka sammansättningar använda bindemedel eller tillsatsmedel har haft.

Motsvarande observationer redovisas i Lindgren (2010), där undersökningar av inomhusmiljön i två kontorsbyggnader (uppförda i Kina respektive Sverige) presenteras. I kontorsbyggnaden i Kina mättes höga koncentrationer av ammoniak upp i inomhusluften. Problem med relativt höga emissioner av ammoniak i den kinesiska byggnaden kopplas till att vissa typer av tillsatsmedel har använts i betongen (dock redovisas det inte vilka tillsatsmedel som har använts).

Problem med emissioner av ammoniak från byggnadsmaterial finns också rapporterade från Finland. Ett exempel är en studie som presenteras i Järnström m.fl. (2006) där bland annat emissioner av ammoniak har mätts upp i ett antal nybyggda bostadshus. Resultaten visar bland annat att emissioner av ammoniak i vissa fall överstiger uppsatta gränsvärden för inomhusmiljön. Det visade sig att emissionerna är temperaturberoende, där emissionshastigheten ökar under sommaren (som ett resultat av högre temperaturer och till viss del RF). Resultaten visar också att det krävs minst tio år för att emissionerna av ammoniak helt skall klinga av. Det finns inga uppgifter om betongsammansättningar i byggnaderna med problem.

Bai m.fl. (2006) har studerat emissioner av ammoniak från betonger med olika stora tillsatser av urea till en sluten ventilerad kammare. Resultaten visar att koncentrationen av ammoniak i kammaren huvudsakligen påverkas av temperaturen och ventilationen medan relativ fuktighet i kammaren hade underordnad betydelse. Emissioner av ammoniak ökar med ökande temperatur och koncentration av ammoniak minskar med ökande luftomsättning i kammaren. I Bai m.fl. (2003) noteras att det krävs 10-32 år innan emissioner av ammoniak från en betongkonstruktion med tillsatser av urea helt skall klinga av.

Källor till emissioner av ammoniak

En källa till emissioner av ammoniak från betong är att bindemedlen, främst Portlandcement och flygaska, kan innehålla ammoniak som härstammar från rökgasrening, där ammoniak tillsätts för att minska utsläpp av kväveoxider. Beroende på hur effektiv rökgasreningen är blir Portlandcementet eller flygaskan delvis kontaminerad med ammoniak som kan emitteras från betongen. Normalt emitteras dock denna ammoniak relativt snabbt efter gjutning, där huvuddelen av emissionerna sker under den första månaden, se t.ex. Koch & Prenzel (1989), Spanka & Thielen (1999), Rathbone m.fl. (2001), Bødker & Pade (2006), Bødker (2006) eller Kim m.fl. (2007).

En annan kvävekälla är material som används vid tillverkning av cement, t.ex. malhjälpmiddel. I Hjellström (2004) presenteras undersökningar av hur olika malhjälpmiddel samt cementtyper inverkar på avgång av ammoniak från betong. Det som undersöktes var innehållet av kvävehaltiga ämnen i malhjälpmidlen (aminer) samt använda råmaterial. Dessutom gjordes försök med cementbruk där emissioner av ammoniak från bruken mättes upp över tiden. Resultaten visade att inga emissioner av ammoniak kunde mätas upp från cementbruk blandade med cement malda utan malhjälpmiddel. Om däremot vissa malhjälpmiddel användes vid malning av cementet kunde förhöjda emissioner av ammoniak mätas upp från cementbruk. Emissioner av ammoniak, som kunde härledas till vissa malhjälpmiddel innehållande avtog dock snabbt med

tiden och efter ca två veckor var emissionerna så låga att de inte bedömdes medförde några problem för inomhusmiljön.

Gränsvärden för exponering av ammoniak

En svårighet vid bedömning av eventuell risk för problem är att det i dagsläget inte finns några exakta gränsvärden för när exponering för ammoniak är skadligt/irriterande för människor i bostäder samt skadligt för byggnadsmaterial. Det som finns är gränsvärden för ammoniak i arbetsmiljö (nivå- och takgränsvärden³ är 18 mg/m³ respektive 35 mg/m³), Arbetsmiljöverket (2005). I vissa andra länder förekommer hygieniska gränsvärden med avseende på exponering för ammoniak, t.ex. Kina, där gränsvärdet är satt till 0,20 mg/m³ (enligt GB 50325-2011). För att känna lukt av ammoniak samt irriteras slemhinnor behöver koncentrationen av ammoniak dock bara vara ca 4,0 mg/m³ respektive ca 6,4 mg/m³, Jensen & Wolkoff (1996).

³ Nivå- och takgränsvärden avser gränsvärden för exponering under en 8 timmarsperiod respektive 15 minutersperiod.

LITTERATURSTUDIE – BAKOMLIGGANDE MEKANISMER

Introduktion

De exakta mekanismerna som ligger bakom problem med emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner är inte helt kända. Mycket tyder dock på att något eller några delmaterial i betongen som innehåller kvävehaltiga ämnen bryts ned under inverkan av fukt och högt pH varvid ammoniak bildas. Det finns också en möjlighet att ämnen som kan emittera ammoniak tillförs betongen under dess användning, t.ex. genom att kvävehaltiga ämnen tillförs på betongens yta. Risken för att emissioner av ammoniak skall uppstå och när efter blandning emissioner av ammoniak eventuellt uppstår beror på hur hårt bundet kvävet är till dessa föreningar.

En svårighet när bakomliggande mekanismer skall bedömas är att det i litteraturen inte finns så mycket undersökningar kring problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken. En stor del av dessa undersökningar är också gjorda med inriktning på problem med inomhusmiljön, där bakomliggande mekanismer för emissioner av ammoniak endast berörs översiktligt. I dessa undersökningar ges också normalt endast övergripande beskrivningar av konstruktionsutformningar och betongsammansättningar, vilket gör det svårt att dra några mer omfattande slutsatser av bakomliggande mekanismer. Det finns några undersökningar i litteraturen som är inriktade på att identifiera vad källan/källorna till ammoniak är, främst på betong med flygaska, medan det är sparsamt med information om övriga delmaterial.

I detta kapitel görs en genomgång av vad som finns i litteraturen rörande källor, mekanismer och inverkan för att emissioner av ammoniak skall kunna uppstå från betong. Dessutom görs en genomgång kring gränsvärden för problem/skador samt olika typer av golvkonstruktioner.

Möjliga källor till ammoniak – allmänt

Ammoniak eller kvävehaltiga ämnen kan tillföras betongen både genom delmaterialen eller i samband med gjutning, t.ex. från formar. Det finns också en möjlighet att ammoniak eller kvävehaltiga förningen tillförs betongen under dess användning. Dock är det mest troliga att de problem/skador med emissioner av ammoniak som har rapporterats är orsakade av nedbrytning av kvävehaltiga ämnen i betongens delmaterial. I Hjellström (2004) och Dagerholm & Magnusson (2010) finns genomgångar av potentiella källor för att emissioner av ammoniak ska kunna uppstå, antingen från ammoniak eller kvävehaltiga ämnen. Följande har identifierats som möjliga källor till emissioner av ammoniak:

- **Cement**, där följande källor för kvävehaltiga ämnen kan förekomma:
 - **Råmaterial**, där exempelvis den kalk som klinkern tillverkas av kan innehålla låga halter av kväve. Enligt resultat som presenteras i Hjellström (2004) kan innehållet av kväve i kalksten vara 110 mg/kg. Kvävehaltiga ämnen i de råmaterial som bränns i cementugnen avgår dock i samband med förbränning och utgör därför ingen risk i det färdiga cementet.
 - **Rökgasrening**, där rester av ammoniak som används vid reningen av rökgaser kan finnas i cement. Insprutning av ammoniak används för att rena rökgaser från kväveoxider varvid dessa omvandlas till kväve och vatten. En liten del av denna ammoniak absorberas på klinkern som sedan mals till cement.

- **Material som sammals med klinkern efter bränning**, där exempelvis den gips som klinkern mals med kan innehålla låga halter av kväve. Om material sammals med klinkern efter bränning kommer kvävehaltiga ämnen från dessa material att finnas även i cementet. Ett exempel är olika typer av CEM II cement där exempelvis kalksten, stenkolsflygaska eller GGBS (mald granulerad masugnsslagg) sammals med klinkern och på så sätt kan kvävehaltiga ämnen tillföras cementet.
- **Malhjälpmedel**, som används i samband med att klinkern mals för att motverka klumpbildning och bidra till en effektivare och energisnålare malning. Det har visat sig att vissa malhjälpmedel innehåller aminer som kan brytas ned till ammoniak. Det bör dock påpekas att användning av malhjälpmedel innehållande aminer har minskat under senare år och istället används malhjälpmedel baserade på PCE⁴ (Polycarboxylate ester).
- **Slagg** (GGBS – Ground Granulated Blastfurnace Slag), som har visat sig kunna innehålla rester av ammoniak, Hjellström (2004). Enligt resultat som presenteras i Hjellström (2004) kan innehållet av kväve i GGBS vara 190 mg/kg.
- **Flygaska** (PFA – Pulverized Fly Ash), som kan innehålla rester av ammoniak från rökgasreningen. Innehåller av kväve i flygaska beror på flygaskans egenskaper och hur effektiv rökgasreningen är.
- **Ballast**, som kan innehålla kväverester från sprängämnen som har använts vid utvinning av ballasten (vid användning av krossballast). Ballast kan också innehålla kvävehaltiga ämnen i sig själv – det finns exempel i litteraturen på ballast som innehåller ammonium.
- **Tillsatsmedel**, där vissa tillsatsmedel kan innehålla kvävehaltiga ämnen, t.ex. aminer eller urea.
- **Formolja**, som kan innehålla små mängder kvävehaltiga ämnen.
- **Ämnen som tillförs under användning**, t.ex. i samband med städning.

De källor som bedöms vara de som utgör störst risk för att emissioner av ammoniak ska kunna uppstå i betong är **bindemedel** (främst cement och flygaska) samt vissa **tillsatsmedel**. För resterande av dessa potentiella källor bedöms normalt risken för att emissioner av ammoniak ska uppstå vara små, vilket betyder att dessa källor i praktiken bör kunna exkluderas. I följande stycken görs därför en genomgång av hur ammoniak och/eller kvävehaltiga ämnen kan förekomma i bindemedel samt tillsatsmedel.

Bindemedel

Cement

De råmaterial som används för att tillverka cement kan innehålla kvävehaltiga ämnen, som i sin tur kan vara en källa för emissioner av ammoniak. Kvävehaltiga ämnen i de råmaterial som bränns i cementugnen avgår dock i samband med förbränning och utgör därför ingen risk. Bidraget från kvävehaltiga i olika råmaterial till cement har kvantifierats i Hjellström (2004). Resultaten visar att störst bidrag till kväveinnehållet i det cement som Hjellström har studerat, motsvarande ungefär Cementa Byggcement (CEM II/A-LL 42,5 R), har klinkern (40 mg/kg råmaterial – 33 mg/kg cement) samt kalksten (110 mg/kg råmaterial – 11 mg/kg cement) och

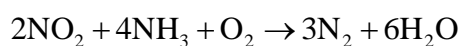
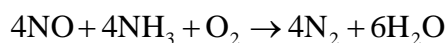
⁴ En PCE är uppbyggd av kol, syre och väte, och innehåller således inga kvävehaltiga ämnen. Därför finns det heller ingen risk att en PCE bryts ned till ammoniak.

GGBS (3,8 mg/kg råmaterial) (om dessa blandas/sammals med klinkern). Det totala kväveinnehållet i det cement som Hjellström (2004) studerat är ca 50 mg/kg, dvs. 50 ppm.

En källa till ammoniak i cement (och även flygaska) har visat sig vara rester från den ammoniak som används för att rena rökgaser från kväveoxider, NO_x. Kväveoxider bildas vid förbränning vid höga temperaturer och anledningen till rökgaser renas från NO_x är dessa både är gödande samt försurande. För att minska utsläpp av bland annat kväveoxider har restriktioner på utsläpp från förbränningsanläggningar införts. Inom EU regleras utsläpp från stora förbränningsanläggningar av "Large Combustion Plants Directive - Direktiv 2001/80/EC", som har resulterat i att rökgaserna från sådana anläggningar behöver genomgå omfattande rening. Motsvarande regleringar finns i exempelvis Nordamerika ("CAAA – Clean Air Act Amendments of 1990").

Det finns två primära tekniker för att rena rökgaser från NO_x, där en ammoniaklösning tillförs rökgaserna, SNCR (Selective Non Catalytic Reduction) samt SCR (Selective Catalytic Reduction). Båda dessa tekniker gör så att kväveoxiderna omvandlas till kväve och vatten. Skillnaden mellan teknikerna är att en katalysator används i SCR (i princip samma typ av katalysator som används i personbilar) samt att arbetstemperaturerna är olika: 300-400 °C (SCR) respektive 850-1000 °C (SNCR). Det skiljer sig också åt i effektivitet mellan reningsprocesserna, där SCR är effektivare än SNCR (80-90 % respektive 30-50 % av NO_x i rökgaserna renas). SCR är dock mer komplex och kräver större investeringar än SNCR, Sear & Guest (2012). Den vanligaste tekniken i Sverige är SNCR-processen.

De huvudsakliga reaktionerna som sker när rökgaserna renas från NO_x är samma för både SNCR och SCR, Giampa (2000).



För både SCR och SNCR påverkas graden av rening, dvs. avskiljning av kväveoxider, av kontakttiden mellan rökgaserna och den tillsatta ammoniak, där längre kontakttid ökar reningsgraden. Mängden ammoniak som sätts till rökgaserna varierar beroende på hur mycket kväveoxider som finns i de renade rökgaserna. Eftersom SNCR-processen är mindre effektiv än SCR-processen kan högre tillsatser av ammoniak krävas för att uppnå önskad grad av rening, vilket i sin tur medför ökad risk för högre halter av restammoniak i flygaskan, Sear & Guest (2012). Halterna restammoniak på flygaska från SCR-processen beror på tillståndet hos katalysatorn där mängden restammoniak ökar när katalysatorn åldras, Rathbone & Majors (2003).

För att den kemiska reaktionen skall ge maximalt utbyte, dvs. att kväveoxider skiljs ut, så krävs ett visst överskott av ammoniak i både SCR och SNCR. Överskottet av ammoniak följer med rökgaserna, som också innehåller stoft. Stoftet avskiljs i filter. En del ammoniak fastnar på stoftpartiklarna som ammoniumsulfat och resten går ut i gasform i skorsten. De stoftpartiklarna som avskiljs i filter och går tillbaka till ugnen eller mals in i cement. Dessutom kan ytterligare reningssteg finnas, där exempelvis svavelföreningar skiljs ut från rökgaserna. Ett exempel är Cementas fabrik i Slite, där de renade rökgaserna tvättas från svaveldioxid i ytterligare ett steg,

varvid gips bildas. Gipsen används sedan i cement. Denna gips kan innehålla små mängder av ammoniumsulfat⁵.

En ytterligare källa till ammoniak är vissa malhjälpmedel innehållande kvävehaltiga ämnen, främst aminer, som visat sig kunna omvandlas till ammoniak i betong. Malhjälpmedel används när klinker ska malas för att göra malningen effektivare samt att minska åtgången av energi i samband med malning. Det förekommer en mängd olika typer av malhjälpmedel med olika sammansättning, t.ex. baserade på aminer, glykol eller PCE. I Hjellström (2004) presenteras en undersökning av emissioner av ammoniak från både cement och cementbruk, där olika typer av malhjälpmedel har använts vid malning av cement (typ A-E). Sex olika cement studerades där fem av cementen malda med olika typer av malhjälpmedel och ett cement maldes utan malhjälpmedel. Fyra av malhjälpmedlen var baserade på olika typer av aminer (med olika innehåll av kväve) och ett av malhjälpmedlen var glykolbaserat (innehållande inget kväve). Hjellström (2004) påpekar att risken för emissioner av ammoniak följer av hur stabila kväveföreningarna i betongen är. Generellt kommer stabila kväveföreningar att finnas kvar längre i betong än mindre stabila kväveföreningar, som snabbare kan omvandlas till mer flyktiga ämnen och avgå som emissioner.

Hjellström (2004) har undersökt emissioner av ammoniak från nymald cement (ca 1 dygn efter malning), cement när den lagras (ca 3-8 dygn efter malning) samt på cementbruk blandat med cementen. Dessutom har innehållet av kväve i de använda malhjälpmedlen samt råmaterialen till cementen kvantifierats. Resultaten från dessa undersökningar visar:

- **Kväveinnehåll i använda malhjälpmedel**, som har uppskattats genom att studera produktdatabladen för respektive produkt. Resultaten visar att speciellt ett av dessa malhjälpmedel (betecknat "D") innehöll höga halter av kvävehaltiga ämnen. Denna produkt doftade också ammoniak.
- **Kväveinnehåll i råmaterial till cement**, som har bestämts genom en våtkemisk analys. Resultaten visar att det finns kvävehaltiga ämnen bland råmaterialen till cement. Störst bidrag kommer från klinkern samt den kalksten som sätts till (om ett motsvarande ungefär Cementa Byggcement (CEM II/A-LL 42,5 R används). Resultaten visar också att bidraget av kväve från malhjälpmedlen är små förutom från ett av de använda malhjälpmedlen ("D").
- **Mätningar av emissioner av ammoniak från cement**, som har bestämts genom att låta syntetisk luft passera genom cement (i slutna behållare) och därefter bestämma innehållet av ammoniak i luften. Resultaten visar att från cementen som malts med malhjälpmedel innehållande aminer kunde förhöjda emissioner av ammoniak mätas upp. Det visade också att cementen som malts utan malhjälpmedel eller med malhjälpmedel som innehöll låga halter av aminer kunde också emissioner av ammoniak mätas upp, vilket tolkas som att det förekommer icke stabila kväveföreningar i vissa råmaterial till cement. Resultaten visar också att cementet där malhjälpmedel "D" har använts får högst emissioner av ammoniak. Emissionerna av ammoniak klingade dock av fort och efter 8 dagar mättes låga emissioner upp för samtliga undersökta cement.
- **Mätningar av emissioner av ammoniak från cementbruk**, som har bestämts genom att gjuta provkroppar (150 mm diameter och 15 mm tjocka) och bestämma emissioner med

⁵ Vid högt pH sönderdelas ammoniumsulfaten i ammoniak och sulfat. Ett högt pH uppstår när cementen blandas med vatten.

en FLEC⁶. Resultaten visar att förhöjda emissioner av ammoniak mättes upp från bruken som blandats med cementen malda med malhjälpmiddel innehållande aminer. Även från bruken blandade med cement utan malhjälpmiddel eller med malhjälpmiddel som inte innehöll aminer kunde emissioner av ammoniak mätas upp, dvs. motsvarande resultat som de som mättes upp på cement. Resultaten visar att cementbruket där cement malt med malhjälpmiddel ”D” har använts får högst emissioner av ammoniak. Efter 14 dagar har emissionerna av ammoniak klingat av så pass mycket att ingen förhöjd koncentration av ammoniak kan mätas upp.

Resultaten från undersökningarna som presenteras i Hjellström (2004) visar att förhöjda emissioner av ammoniak från cement och cementbruk kan kopplas till vissa malhjälpmiddel som innehåller kvävehaltiga ämnen (främst malhjälpmiddel ”D”). En uppskattning har också gjorts av hur stor andel av de kvävehaltiga ämnena, som ursprungligen fanns i cementet, som har omvandlats till ammoniak. Resultaten visar också att det är endast små mängder av de kvävehaltiga ämnena som ursprungligen fanns i respektive cement som har omvandlats till ammoniak (upp till 6,5 vikt-% för cementet malt med malhjälpmiddel ”D”). Detta betyder att det finns risk för fortsatta emissioner av ammoniak under lång tid.

Flygaska

I litteraturen finns det många undersökningar rörande eventuell risk för emissioner av ammoniak från betonger blandade med flygaska. En stor del av dessa undersökningar kommer från USA vilket kan förklaras med att man i USA har en lång tradition av användning av flygaska i betong, där också kvaliteten på flygaskan har varierat en hel del. I USA har man använt koleldade kraftverk sedan 1930-talet, eldade antingen med antingen stenkolk eller brunskolk. Flygaskan har historiskt till stor del deponerats men under de senaste 20-30 åren har användningen i betong ökat, troligen eftersom kvaliteten på flygaskan har förbättrats så att askan går att använda i betong.

Flygaskans kvalitet påverkas av kvaliteten på kolet samt hur effektiva förbrännings- och reningsprocesserna är. I USA varierar kvaliteten på kolet en hel del (samt även till viss del förbrännings- och reningsprocesserna), vilket medför att kvaliteten på flygaskan också varierar i stor omfattning. Den flygaska som används för betong i Europa har däremot en högre och jämnare kvalitet eftersom den måste uppfylla kraven i den europeiska standarden för flygaskor avsedda för användning i betong, EN 450-1⁷. Detta betyder att vissa av de undersökningar som är utförda i USA inte är direkt tillämpliga på europeiska flygaskor eftersom de är utförda på flygaskor som delvis inte är tillåtna att använda i Europa (flygaskorna uppfyller inte kraven i EN 450-1).

En möjlig källa till emissioner av ammoniak från flygaska är restammoniak i flygaskan som härstammar från rökgasreningen. Principen för rökgasreningen är samma som används vid cementtillverkning och överskottet av ammoniak från rökgasreningen kommer att delvis bindas till flygaskepartiklarna. I litteraturen finns det en del undersökningar på hur stora mängder och i

⁶ FLEC – Field and Laboratory Emission Cell, som är en metod för att bestämma emissioner från byggnadsmaterial. Metoden finns beskriven i NT Build 438.

⁷ I EN 450-1 ställs krav på en stor mängd fysikaliska och kemiska egenskaper hos flygaskan. De viktigaste kraven rör innehåll av kalcium och kisel, finhet samt glödförlust (mått på halten restkol).

vilka former ammoniak kan förekomma på flygaska, se t.ex. Bai m.fl. (1992), Hjuler & Dam-Johansen (1992), Rubel m.fl. (2001), Rubel (2002), EPRI (2002), Cardone m.fl. (2005) eller Stamatakis (2012). Dessa undersökningar visar att ammoniak på flygaska främst förekommer absorberat på obränt kol, dvs. restkol som följer med flygaskan genom förbränningsugnen, samt kemiskt bundet i olika former av ammoniumsalter.

I EPRI (2002), Cardone m.fl. (2005) eller Stamatakis (2012) sägs det att mängden ammoniak som kan förekomma på flygaska beror på förbränningsprocessen, reningsprocessen samt flygaskans egenskaper, där speciellt flygaskans kemiska sammansättning har stor påverkan men att även mängden restkol i flygaskan⁸ har en påverkan. För att reningsprocessen skall vara tillräckligt effektiv krävs ett visst överskott i ammoniak, beroende på vilken reningsteknik som används. Normala överskott av ammoniak i rökgasrening är 2-5 ppmv⁹ om SCR-tekniken¹⁰ används, Clean Coal Technology (1997). Vad gäller kemisk sammansättning är halten av svavel och pH de faktorer som har störst påverkan. Mängden restammoniak ökar med minskade svavelhalt och pH. Undersökningar som presenteras i EPRI (2002) visar att ammoniak i flygaska främst förekommer i olika sulfatföreningar, t.ex. ammoniumsulfat. Vad gäller restkolet i flygaskan har både mängden restkol och restkolets egenskaper, speciellt dess specifika yta, påverkan på hur mycket ammoniak som kan absorberas. Ett sätt att minska mängden restammoniak är att använda flygaska med en liten mängd restkol. De flygaskor som uppfyller kraven i EN 450-1 har låga halter restkol (speciellt om flygaskan uppfyller kraven i kategori A), samt en gynnsam kemisk sammansättning, och därför bör också mängden restammoniak vara låg.

Det antas att upp till 80 % av restammoniaken är kemiskt bunden till flygaskan, medan resterande delar av restammoniaken absorberas på oförbränt restkol på flygaskan. Kornstorleken hos flygaskan inverkar också på mängden restammoniak, där mängden restammoniak ökar ju mindre kornstorlek flygaskan har. När flygaskan blandas med cement och vatten finns det förutsättningar att ammoniak kan avgå bland annat som ett resultat av det höga pH som råder i betongens porlösning (pH>11).

Hur mycket restammoniak en flygaska kan innehålla beror huvudsakligen på kolets egenskaper samt förbränningsprocessen, men de exakta sambanden är inte kända. Halterna av restammoniak varierar en hel del för olika flygaskor, beroende på flygaskans kemiska sammansättning och fysikaliska egenskaper. I Larrimore (2002) ges en sammanställning över hur stora mängder ammoniak som finns absorberat i några nordamerikanska flygaskor, där det visar sig att halten varierar mellan 50-300 ppm. I litteraturen finns det dock en del uppgifter på betydligt högre halter av restammoniak i flygaska, där halten i vissa fall kan vara upp till 2500 mg/kg (dvs. 2500 ppm), Fisher m.fl. (1997). Vid sådana höga halter av restammoniak är dock flygaskan olämplig för användning i betong utan deponeras.

⁸ Mängden ammoniak som kan absorberas ökar med mängden restkol i flygaskan.

⁹ Ett överskott av ammoniak på ca 2 ppmv sägs ge en halt av restammoniak i flygaska på ca 100 ppm med SCR-processen. Detta betyder att om överskottet av ammoniak överstiger 2 ppmv blir halten restammoniak i flygaskan högre än 100 ppm.

¹⁰ Användning av SNCR-tekniken kräver ett högre överskott av ammoniak för att NO_x-reningen skall vara effektiv, Giampa (2000).

Emissioner av ammoniak från betonger blandad med flygaska (med restammoniak från rökgasreningen) har studerats av t.ex. Rathbone m.fl. (2001), EPRI (2002), Rathbone (2003), Rathbone & Robl (2003), Bødker & Pade (2006), Bødker (2006) eller Kim m.fl. (2007). Resultaten visar att omfattningen och hastigheten hos eventuella emissioner av ammoniak från betong beror på mängden restammoniak och i vilka former ammoniaken förekommer på flygaskan samt hur mycket flygaska som har satts till betongen. I Rathbone (2003) såg bland annat att upp till 20 % av den ammoniak som förekommer på flygaska kan avgå inom 40 minuter efter blandning av en betong. I EPRI (2002) har undersökningar gjorts på blandningar av vatten, Portlandcement och 25 % respektive 50 % flygaska av cementvikten (halt av restammoniak i flygaskan ca 150 ppm). Resultaten visar att emissionerna av ammoniak ökar med ökande tillsatser av flygaska, vilket inte är helt oväntat eftersom den totala mängden ammoniak som kan avgå från betongen ökar med ökande tillsats av flygaska. Det finns undersökningar på flygaskor med höga halter av restammoniak som exponeras för höga pH, t.ex. vid användning i betong, varvid relativt omfattande emissioner av ammoniak har uppstått även lång tid efter blandning, se t.ex. Rathbone m.fl. (2001) eller Rathbone & Robl (2003).

Hastigheten med vilken ammoniak emitteras från betong med flygaska innehållande olika mängder ammoniak (upp till 300 mg/kg) har studerats av Rathbone & Robl (2003). Provningarna gjordes i en sluten luftvolym, med kontrollerad ventilation, där en 11 cm tjock betongplatta placerades (endast överytan exponerades i luftvolymen). Resultaten visar att ca 15 % av ammoniaken som ursprungligen fanns i betongen emitteras under de första 40 minuterna, dvs. under blandning och transport till arbetsplatsen. Det vidare emissionsförloppet sker dock långsammare, där resultaten visar att efter 1 månad har ca 50 % av ammoniaken som ursprungligen fanns i betongen emitterats (genom diffusion ut ur betongen). Ammoniak visade sig också fortsätta att emitteras från betongen under flera månader efter gjutning, dock mycket långsamt. Ammoniakkoncentrationen i luftvolymen visade sig endast vara hög under de första dagarna för att sedan understiga 1-2 ppm (även för flygaska innehållande 300 mg/kg ammoniak). Baserat på dessa resultat konstaterar Rathbone & Robl (2003) att emissioner av ammoniak från betong med flygaska inte bör vara något problem (för inomhusmiljön), men att detta förutsätter att ventilationen i det aktuella utrymmet är god.

Som tidigare påpekats är flygaskor som används i Europa normalt av bättre kvalitet än de som används i Nordamerika, med lägre halter av restammoniak, och därför blir också eventuella emissioner av ammoniak mindre omfattande. Det finns en del undersökningar utförda på danska flygaskor blandade i betong. Resultaten visar att emissionerna av ammoniak är små och att ammoniaken till största delen har emitterats under de första veckorna efter blandning, se Bødker & Pade (2006) samt Bødker (2006). Undersökningarna i Bødker & Pade (2006) samt Bødker (2006) har gjorts med flygaskor med låga innehåll av restammoniak (65 mg/kg, dvs. 65 ppm), där också låga emissioner av ammoniak har mätts upp. För att få mer omfattande emissioner av ammoniak har därför ammoniumsulfat satts till flygaskan (för att få ett innehåll av restammoniak i flygaskan på upp till 200 mg/kg, dvs. 200 ppm). Emissionerna av ammoniak visade sig också bli större ju större innehållet av restammoniak i flygaskan var. Den övergripande slutsatsen från de danska undersökningarna är att så länge innehållet av restammoniak i flygaskan understiger 200 ppm är eventuella emissioner av ammoniak så låga att det inte blir några problem för inomhusmiljön och/eller omgivande byggnadsmaterial. En faktor som visade sig ha stor påverkan på emissioner av ammoniak är fuktillståndet i betongen, där betongen måste torka ut tillräckligt mycket, innan eventuella ytbeläggningar appliceras. Koncentrationer av ammoniak i inomhusluften påverkas i stor utsträckning av ventilationen, som måste vara tillräcklig god och föra bort eventuell ammoniak för att undvika problem.

Det finns metoder för att bedöma hur mycket ammoniak som kan finnas i en viss flygaska. Ett exempel är den metod som redovisas i Stamatakis (2012) där mängden ammoniak som förekommer i en viss flygaska bedöms utgående ifrån uppgifter om flygaskans sammansättning tillsammans med information om förbränningsprocessen och rökgasreningen. Det går även att bestämma mängden ammoniak i flygaska genom direkta mätningar – exempel på hur sådana mätningar kan göras redovisas i Rathbone m.fl. (2001) eller Butler (2011).

Resultaten från Rathbone m.fl. (2001), EPRI (2002), Rathbone (2003), Bødker & Pade (2006), Bødker (2006) eller Kim m.fl. (2007) visar att omfattningen på kontaminationen av ammoniak på flygaska huvudsakligen beror på hur effektiv rökgasreningen är samt flygaskans egenskaper. Både vid kolkraftverk och cementfabriker pågår arbete för att optimera rökgasreningen och användning av ammoniak. På detta sätt minskas överskottet av ammoniak i flygaskan. Således kan man anta att eventuella problem med rester av ammoniak på flygaska och/eller cement kommer att minska i framtiden.

Den mest effektiva metoden att minimera risken för emissioner av ammoniak från betongen med flygaska är att begränsa mängden ammoniak som finns i flygaskan. En sådan begränsning föreslås i Larrimore (2002) samt Stamataiks (2012), där det sägs att för en flygaska avsedd för betongtillverkning bör inte halten av restammoniak överstiga 100 mg/kg (dvs. 100 ppm). Samma begränsning föreslås också i Sear & Guest (2012). Andra exempel på begränsningar av restammoniak i flygaska finns i Bødker & Pade (2006) samt Bødker (2006) där det rekommenderas att halten av restammoniak inte får överstiga 200 ppm i en flygaska avsedd för betongtillverkning.

Det finns tekniker för att minska innehåller av ammoniak i en flygaska innan den används i betong antingen genom antingen värmebehandling eller tvätt med vatten, se t.ex. EPRI (1998), Giampa (2000) samt EPRI (2002). För flygaskor avsedda som bindemedel är det dock endast värmebehandling som är aktuellt. Vid värmebehandling krävs det höga temperaturer, i vissa fall över +400 °C, för avlägsna all ammoniak från flygaska, vilket betyder att värmebehandling är en energikrävande process. Processen kräver också speciell utrustning, EPRI (2002). Vilken temperatur som behövs för att avlägsna ammoniak från en viss flygaska, beror på hur hårt bunden ammoniak är till flygaskan, där kemiskt bunden ammoniak (i olika former av ammoniumsalter) kräver högre temperaturer än ammoniak som är fysikaliskt absorberad på restkolet. Det finns kommersiella utrustningar tillgängliga för värmebehandling av flygaska. Ett exempel ges i Bittner m.fl. (2009), där det sägs att upp till 52 ton flygaska per timme kan renas från upp till 97 % av ingående ammoniak genom värmebehandling.

Av resonemanget ovan framgår att eventuella rester av ammoniak i flygaska avsedd för användning i betong normalt inte innebär något problem över längre tid så länge halten av restammoniak begränsas. Det finns förutsättningar att ammoniak kan avgå som ett resultat av det höga pH som råder i betongens porlösning ($\text{pH} > 11$), när flygaskan blandas med cement och vatten. Undersökningar visar dock att normalt emitteras eventuell restammoniak i flygaskan relativt snabbt efter gjutning, där huvuddelen av emissionerna sker under den första månaden. En åtgärd för att minska risken för eventuella emissioner av ammoniak från flygaskan är att begränsa mängden ammoniak i flygaskan. I litteraturen tyder mycket på att om halten av ammoniak i flygaska överstiger 200 ppm finns det risk för problem med emissioner om flygaskan används till betong, se Sear & Guest (2012). I USA har halten restammoniak i flygaska begränsats till 100 ppm om flygaskan skall användas i betong, Larrimore (2002), Stamataiks (2012) och Sear & Guest (2012). Flygaska som används vid betongtillverkning i

Sverige har normalt halter av restammoniak som är lägre än 100-200 ppm, Thomas Cement (2013).

Tillsatsmedel

I nästan alla moderna betonger används någon form av tillsatsmedel för att påverka betongens egenskaper. De vanligaste tillsatsmedlen är (med information om eventuellt innehåll av kvävehaltiga ämnen, varvid det finns risk för att emissioner av ammoniak uppstår):

- **Vattenreducerande och superplasticerande tillsatsmedel**, som används främst för att förbättra arbetbarheten hos den färska betongen alternativt minska vattenbehovet. Det förekommer flera olika komponenter i vattenreducerare och superplasticerare tillsatsmedel, där de vanligaste är:
 - **Lignosulfonater**, som är en restprodukt från pappersindustrin. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
 - **Sulfonerade melaminpolymerer**, som framställs genom att processera urea. Dessa innehåller kvävehaltiga ämnen och således finns det en risk att emissioner av ammoniak kan uppstå.
 - **Sulfonerade naftalenpolymerer**, som framställs genom att destillera stenkolstjära. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
 - **Polykarboxylater eller polykarboxylatestrar (PCE¹¹)**, som tillverkas genom att ”sätta samman” polyetenmolekyler (sidokedja) med karboxylmolekyler (huvudkedja). Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
 - Övriga typer av polymerer. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
- **Luftporbildare tillsatsmedel (AEA)**, som främst används för att skapa stabila luftporsystem i betong exponerad för frostangrepp och på så sätt skapa en god frostbeständighet. Det förekommer flera olika komponenter i AEA där de vanligaste är
 - **Talloljor eller vinsolhartser**, som både är restprodukter från pappersindustrin. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
 - **Syntetiska tensider**. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.
- **Accelererande tillsatsmedel**, som främst används för att accelerera cementreaktionerna och på så sätt få en snabbare hållfasthetstillväxt. De vanligaste komponenterna i acceleratorer är nitrater, aminer, urea eller tiocyanater. Tidigare har också klorider använts som acceleratorer men eftersom dessa skapar problem med armeringskorrosion. Av dessa ämnen är det nitrater, aminer och urea som innehåller kvävehaltiga ämnen och således finns det också en risk att emissioner av ammoniak kan uppstå. Övriga accelererande tillsatsmedel innehåller normalt inte några kvävehaltiga ämnen.
- **Retarderande tillsatsmedel**, som främst används för att retardera cementreaktionerna och på så sätt få längre öppethållandetid samt minska värmeutveckling och hållfasthetstillväxt. Det finns både organiska och oorganiska retarderande tillsatsmedel. De vanligaste komponenterna i retarderande tillsatsmedel är fosfater, hydroxylkarboxylsyror samt socker. Ingen av dessa ämnen innehåller normalt kvävehaltiga ämnen.
- **Övriga tillsatsmedel**. Dessa innehåller normalt inga kvävehaltiga ämnen.

¹¹ PCE är uppbyggd av kol, syre och väte, och innehåller således inga kvävehaltiga ämnen

Av sammanställning ovan framgår att de tillsatsmedel som främst antas innehålla ämnen som kan ge upphov till emissioner av ammoniak är aminbaserade vattenreducerare och superplasticerare. Det finns också en del accelererande tillsatsmedel som är baserade på nitrater, aminer eller urea. Både aminer och urea bryts ned till ammoniak vid exponering för höga fuktillstånd och pH, dock med olika hastighet. Övriga tillsatsmedel innehåller inte kvävehaltiga ämnen och skall därför inte heller kunna ge upphov till emissioner av ammoniak. Det bör noteras att halterna av tillsatsmedel är låga i betong, där normala doseringar är upp till ca 2 % av cementvikten¹². Dessutom är den aktiva delen normalt upp till ca 40 % (där den är utspädd i vatten), vilket betyder att innehållet av potentiellt reaktiva ämnen som härrör från tillsatsmedel normalt är lågt.

I litteraturen finns det några exempel på emissioner av ammoniak från betongkonstruktioner där tillsatsmedel har identifierats som källan, se t.ex. Sell & Kühne (1967) eller Tomoto m.fl. (2009). Dessa undersökningar visar att det främst är tillsatsmedel baserade på aminer, amider och urea, som ger upphov till emissioner av ammoniak. Det finns inga uppgifter om doseringar av tillsatsmedlen eller innehåll av kvävehaltiga ämnen, men troligen har höga doseringar använts och innehållet av kvävehaltiga ämnen i betongen är också högt.

Sell & Kühne (1967) har tagit fram en enkel metod för att bestämma om det finns risk för emissioner av ammoniak från tillsatsmedel vid användning i betong. En basisk lösning (kaliumhydroxid) sätts till det aktuella tillsatsmedlet i en sluten volym, t.ex. en glasbägare försedd med ett lock. Förekomsten av flyktiga alkalier (dvs. ammoniak) undersöks genom att mäta pH i luften i den slutna volymen, vilket kan göras med en lätt fuktad pH-sticka. En alternativ metod kan vara att använda en ekbit som indikator på när ammoniak förekommer (ekbiten blir mörkfärgad när den exponeras för ammoniak).

Sammanfattningsvis ger tillsatsmedel i betong normalt inte upphov till emissioner av ammoniak, utom vid speciella förutsättningar (stora doseringar och höga innehåll av kvävehaltiga ämnen). I många av dessa fall har också tillsatsmedel baserade på urea använts. Att tillsatsmedel baserade på urea ger upphov till emissioner av ammoniak är inte förvånande eftersom urea¹³, vid exponering för höga pH, bryts ned till ammoniak. En enkel åtgärd för att minska risken av eventuella emissioner av ammoniak från tillsatsmedel, är att begränsa mängden kvävehaltiga ämnen i medlen. I litteraturen ges dock inga förslag på lämpliga gränsvärden för innehåll av kvävehaltiga ämnen i tillsatsmedel. För att vara på säkra sidan kan därför ett alternativ vara att endast använda tillsatsmedel utan kvävehaltiga ämnen.

Bakomliggande mekanismer

I litteraturen finns det ingen direkt beskrivning den mekanism eller mekanismer som orsakar emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner av betong, utan det finns endast hypoteser om hur emissionerna uppstår. Det är dock klart att vissa emissioner av ammoniak kan uppstå som ett resultat av kvävehaltiga ämnen som finns i betongen bryts ned genom kemiska reaktioner, t.ex. genom hydrolys eller oxidation. Beroende på hur hårt bundna de kvävehaltiga ämnena som finns

¹² Normalt är cementhalten 250-300 kg/m³, vilket betyder att mängden tillsatsmedel är upp till 5-6 kg/m³ betong.

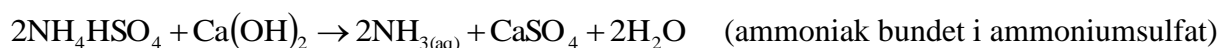
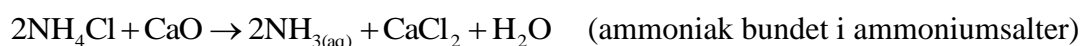
¹³ Industriell tillverkning av urea görs genom att låta ammoniak och koldioxid reagera. Urea ingår också som en del i ureacykeln när människokroppen renas från skadlig ammoniak, som omvandlas till urea och lämnar kroppen med urinen.

i betongen är uppstår emissionerna olika tid efter gjutning, där emissioner från hårt bundna föreningar kan uppstå en lång efter att betongen har blandats, troligen flera år.

Den kemiska reaktionen som frigör ammoniak från betongens delmaterial beror i vilken form ammoniaken finns bunden. Det vanligaste är att ammoniak finns i form av ammonium som blir löst i betongens porlösning. När ammoniumjoner exponeras för hydroxidjoner sker en omvandling till ammoniak (löst i vatten) och vatten, Bittner m.fl. (2001).



Ytterligare reaktioner som kan ske i betong om ammoniaken finns bunden i ammoniumsalter eller som ammoniumsulfat på flytgaska ges i Sear & Guest (2012).



Ammoniaken som finns löst i vatten kan sedan lätt avgå som fri ammoniak i gasform.

Beroende på hur hårt bundna dessa kvävehaltiga ämnen är, kombinerat med miljön i betongen (främst pH och fuktillstånd), sker nedbrytningen och avgång av ammoniak olika fort. Det kan också vara så att något delmaterial i betongen innehåller ammoniak, som kan emitteras när materialet blandas i betong, eller att ammoniak har tillförts betongen från externa källor.

De faktorer som främst inverkar på uppkomst av ammoniak antas vara:

- **Alkalitet** (pH), där det krävs ett visst pH för att emissioner av ammoniak ska börja uppstå. Vad detta pH är beror på typen kväveförening som skall brytas ned, men normalt är pH i betong (pH>13) tillräckligt högt.
- **Fuktillstånd**, som påverkar både uppkomst och transport av ammoniak i betongen. För andra typer av emissioner av flyktiga ämnen från betong har det visat sig finnas kritiska fuktillstånd. Troligen finns det också ett kritiskt fuktillstånd även för emissioner av ammoniak, men uppgifter om detta är knapphändiga i litteraturen.
- **Temperatur**, där hastigheten på kemiska reaktioner ökar med ökande temperatur. Detta betyder att emissionerna av ammoniak också ökar med ökande temperatur.

Nedbrytning av kvävehaltiga ämnen i betong, om dessa är inblandade i betongen, är inte begränsade till någon del av betongen utan kan ske i hela betongens tvärsnitt (under förutsättning att rätt förhållanden, främst pH och fuktillstånd, råder). Detta är en skillnad mot många andra typer av problem med emissioner där dessa ofta uppstår i betongens yta (exempelvis problem med nedbrytning av mattlimmer eller flytspackel). Detta betyder också att det kommer att ske en transport av ammoniak från de inre delarna av betongen till dess yta. Därför är transportegenskaperna för ammoniak i betong av intresse. Det finns endast ett fåtal undersökningar rörande transport av ammoniak i betong redovisade i litteraturen, se t.ex. Tyra (2001).

Det finns vissa likheter mellan problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak och andra emissioner från golvkonstruktioner som uppstår ytligt i konstruktioner. Dessa problem finns relativa väl dokumenterade i litteraturen, t.ex. nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel, se t.ex.

Nilsson (1984), eller mattlimmer, se t.ex. Sjöberg (2001). Bakomliggande mekanismer och inverkan för dessa emissioner är troligen samma som för emissioner av ammoniak, där betongens alkalitet (pH) och fuktillstånd visat sig vara de faktorer som har störst inverkan.

Inverkan av alkalitet (pH)

Alkaliteten (pH) påverkar nedbrytning av kvävehaltiga delmaterial, där det troligen finns ett kritiskt pH som måste överskridas för att ammoniak skall börja emitteras. Vad detta kritiska pH är varierar mellan olika delmaterial. I litteraturen finns det knapphändigt med uppgifter om dessa kritiska pH, förutom för flygaska där en del undersökningar har utförts i USA. Exempelvis i EPRI (2002) sägs det att pH måste överstiga 11 för att emissioner av ammoniak skall börja uppstå från flygaska (där försök har gjorts med flygaska som har exponerats för olika alkaliska lösningar med pH 8-11, halt av restammoniak i flygaskan ca 150 ppm). Om pH är lägre än 11 mättes inga emissioner av ammoniak upp. Försök har också gjorts på blandningar av vatten, Portlandcement och 25 % respektive 50 % flygaska av cementvikten (halt av restammoniak i flygaskan ca 150 ppm). Resultaten visar ammoniak avgår från samtliga undersökta blandningar, dvs. reaktionerna mellan Portlandcement och vatten ger tillräckligt högt pH för att ammoniak skall bildas.

Det finns en del studier av nedbrytning av andra material som kommer i kontakt med betong, t.ex. mattlim, och hur denna beror på pH, se t.ex. Sjöberg (2001). Resultaten visar att det finns ett kritiskt pH, där nedbrytningen börjar ske, och att mer omfattande nedbrytning sker när pH ökar. I Sjöberg (2001) sägs att kritiskt pH för nedbrytning av mattlim och/eller plastmattor ligger mellan 11 och 13.

Baserat på resonemanget ovan är det rimligt att anta en kritisk nivå på alkalitet (pH) på ca pH 11, för att emissioner av ammoniak skall uppstå, åtminstone vad avser emissioner av ammoniak från flygaska. Det kan antas att kritiskt pH är på ungefär samma nivå vad avser uppkomst av emissioner av ammoniak även från andra kvävehaltiga material. Normalt är pH i betong ca 13, vilket betyder att det vanligen finns förutsättningar för att emissioner av ammoniak skall börja uppstå om delmaterialen innehåller potentiellt reaktiva material.

Inverkan av fuktillståndet

En faktor som sannolikt har stor inverkan på uppkomst och transport av emissioner av ammoniak är fuktillståndet i betongen. Fuktillståndet påverkar både hur ammoniak bildas och transporteras i betongen. De reaktioner som gör att ammoniak bildas behöver tillgång till en viss mängd fukt, där det antas att reaktioner sker snabbare ju fuktigare det är. Det finns troligen också ett visst lägre kritiskt fuktillstånd som måste överskridas för att emissioner över huvud taget skall kunna uppstå. Om det kritiska fuktillståndet underskrivs avstannar också emissionerna av ammoniak. Detta betyder att emissioner av ammoniak avgår ända från det att betongen blandas ända tills att det kritiska fuktillståndet underskrivs. Direkt efter gjutning uppstår emissioner av ammoniak i hela betongens tjocklek och varefter betongens yta torkar avstannar emissioner i de ytliga delarna. När väl ammoniak har bildats sker en transport av ammoniak i gasfas mot ytan av betongen (och till omgivningen). Denna transport påverkas också av fuktillståndet i och med att gastransport delvis kan hindras om betongens porsystem innehåller för mycket fukt, där porerna blir mer eller mindre vattenfyllda, vilket i sin tur bromsar transporthastigheten. Därför bör det finnas ett övre kritiskt fuktillstånd som inte får överskridas för att transporten av ammoniak skall kunna ske med en viss hastighet.

Detta betyder att inverkan fuktillståndet i betongen är tudelad. Å en sidan krävs det en viss mängd fukt för att de reaktioner där ammoniak bildas kan fortskrida, där reaktionerna antas ske fortare ju fuktigare betongen är. Å andra sidan får inte betongen vara för fuktig för att ammoniak skall kunna transporteras till betongens yta (och till omgivningen). Transport av ammoniak, och även andra gaser, går fortare ju mindre fukt betongens porsystem innehåller. Detta betyder att för att emissioner av ammoniak skall kunna ske måste fuktillståndet i betongen vara rätt, dvs. varken för fuktigt eller torrt.

Uppgifter om kritiska fuktillstånd för emissioner av ammoniak som härstammar från nedbrytning av kvävehaltiga delmaterial i betong är knapphändiga i litteraturen. Vad gäller betong finns det en del undersökningar där man har försökt att bestämma kritiskt fuktillstånd specifikt för emissioner av ammoniak från betong, se t.ex. Nordström m.fl. (1999) eller Dagerholm & Magnusson (2010). Resultaten från dessa undersökningar visar att emissioner av ammoniak går att detektera när fuktillståndet överstiger 75-85 % RF. Detta fuktillstånd är dock troligen en kombination av det som krävs för att emissioner av ammoniak ska uppstå och att ammoniaken kan transporteras till betongens yta. Fukt har också visat sig kunna laka ur ammoniak ur flygaska som deponeras, se t.ex. EPRI (1998) samt EPRI (2002).

Det finns likheter med de problem som uppstår vid nedbrytning av kaseinhaltigt flytspackel och även till viss del vid nedbrytning av golvsystem. I de undersökningar som presenteras i Nilsson (1984) visade det sig att emissioner av ammoniak från flytspackel uppstår vid fuktillstånd ned till 80 % RF. Emissioner av flyktiga kolväten från golvsystem har exempelvis undersökts av Sjöberg (2001), där resultaten visar att kritiskt fuktillstånd är ca 85-90 % RF (beroende på betongkvaliteten). Det bör dock påpekas att problemen med emissioner från flytspackel och golvsystem uppstår i ytan av betongen medan emissioner från betong är något som uppstår i hela betongens tjocklek.

Av resonemanget ovan är det inte orimligt att anta att emissioner av ammoniak från betong börjar uppstå när RF i betongen överstiger 80 %. Troligen är gränsen för när emissioner börjar uppstå inte skarp, utan att omfattningen av emissioner följer en glidande skala som funktion av RF. Höga RF i betongen resulterar i omfattande emissioner av ammoniak och vid lägre RF fås också mindre omfattande emissioner av ammoniak. Problem med emissioner av ammoniak bör därför kunna gå att minskas om betongen tillåts torka i tillräcklig utsträckning innan eventuella golvbeläggningar appliceras. Dock är uttorkning av betong tidsödande och för att torka en betongkonstruktion ned till 80 % RF, även mitt i betongens tvärsnitt, krävs en mycket lång uttorkningstid (ofta över 1 år!), vilket i praktiken kan vara svårt att genomföra.

Inverkan av temperatur

Det finns inga undersökningar i litteraturen på hur temperaturen påverkar emissioner av ammoniak. Det normala är dock att omgivande temperatur påverkar alla kemiska processer, där reaktionshastigheten ökar med ökande temperatur. Detta bör också gälla för emissioner av ammoniak, där således emissionerna bör bli mer omfattande när temperaturen ökar.

Gränsvärden för koncentration av ammoniak

För att kunna göra en bedömning av risken för att problem/skador där emissioner av ammoniak är orsaken behövs uppgifter rörande gränsvärden för koncentrationer av ammoniak i luft samt halt av ammoniak i material.

I litteraturen finns uppgifter om luktgränsen för ammoniak i luft, dvs. när den mänskliga näsan kan uppfatta en doft av ammoniak, som är ca 3 mg/m³ (ca 4 ppm), Bødker (2006). Vad gäller problem i inomhusmiljön finns inga direkta gränsvärden utan det finns endast gränsvärden för arbetsmiljö (tak- och nivågränsvärden), Arbetsmiljöverket (2011). I Arbetsmiljöverket (2011) skiljs det på takgränsvärden (TGV¹⁴) och nivågränsvärden (NGV¹⁵), där TGV respektive NGV vid exponering för ammoniak är 50 ppmv respektive 20 ppmv. Eftersom det inte finns några gränsvärden för inomhusmiljön föreslås i Bødker (2006) att 1/50 eller 1/100 av gränsvärdena för arbetsmiljön (NGV) används. Om 1/100 av NGV används som gränsvärde betyder detta att gränsvärdet för när problem uppstår i inomhusmiljön är ca 0,20 ppmv (ca 0,14 mg/m³).

Det bör noteras att de gränsvärden för exponering av ammoniak som anges av Arbetsmiljöverket inte är några som är hälsovådliga, utan är satta med avseende på att ge en god arbetsmiljö. För att exponering för ammoniak skall vara skadligt för människan krävs betydligt högre koncentrationer än de som gäller med avseende på arbetsmiljö. Ett exempel är de gränsvärden som redovisas i FOI (2012), där det sägs att för att lätta respektive dödliga skador skall kunna uppstå måste koncentrationen av ammoniak vid inandning överstiga 500 ppm respektive 5000 ppm under en 30 minuters period.

Vad gäller gränsvärden för uppkomst av skador på omkringliggande material (missfärgning av ekträ) har en del undersökningar gjorts i samband med att problem med kaseinhaltiga flytspackel studerades under 1970- och 1980-talen, t.ex. av Ericsson m.fl. (1984). I Ericsson m.fl. (1984) görs en sammanställning av skadefall med missfärgningar av ekparkett som blivit exponerade för ammoniak från flytspacklade golv. Resultaten visar att missfärgningar av ekträ uppstår om koncentrationen av ammoniak i omgivande luft överstiger 5 ppm (ca 3,5 mg/m³).

Det finns också gränsvärden för innehåll av ammoniak i enskilda delmaterial till betong, t.ex. flygaska. Undersökningar på betong blandad med flygaska har visat att om halten restammoniak i flygaskan överstiger 200-300 ppm finns risk för emissioner av ammoniak kan uppstå från betong. I Sear & Guest (2012) redovisas gränsvärden för halter av ammoniak i flygaska i några olika europeiska länder. Exempel på gränsvärden för innehåll av ammoniak är: Nederländerna (medelvärde < 75 ppm med en absolutnivå < 100 ppm), Danmark och Tyskland (absolutnivå < 200 ppm) samt Spanien (absolutnivå < 100 ppm).

Det finns inte någon standard för att bestämma halter/koncentrationer av ammoniak i varken material eller luft. Genomgångar av metoder för att bestämma förekomst av ammoniak i luft eller material finns i Rathbone & Majors (2003) samt Sear & Guest (2012). För bestämning av koncentrationer av ammoniak i luft redovisas sex olika metoder, där analysen görs med optiska metoder eller med olika former av reagenter. Vid bestämning av ammoniakhalten i fasta material måste först ammoniak extraheras ur material, t.ex. genom tvättning eller destillation, och därefter kan mängden ammoniak bestämmas med våtkemiska eller instrumentella metoder. I Sear & Guest (2012) har också en jämförelse mellan olika metoder för att bestämma

¹⁴ Takgränsvärdet (TGV) är ett hygieniskt gränsvärde som anger högsta genomsnittshalt för en kortare period, vanligen 15 minuter (för ammoniak är perioden satt till 5 minuter). TGV används för ämnen som verkar snabbt och kan ge skador redan vid en kortvarig hög exposition.

¹⁵ Nivågränsvärdet (NGV) är ett hygieniskt gränsvärde som anger högsta genomsnittshalt för hel arbetsdag. NGV tar alltså inte hänsyn till enstaka kortvariga variationer (toppar över gränsvärdet) eftersom de knappast alls påverkar genomsnittet, det så kallade tidsvägda medelvärdet.

ammoniakhalt i material gjorts, fem olika flygaskor har undersökts med tre olika metoder. Resultaten visar på stora variationer mellan metoderna, både beroende på hur ammoniak extraheras ur material och hur själva analysen görs. Detta betyder också att uppgifter rörande gränsvärden tyvärr är något oklara, vilket gör det svårt att bedöma när risken för eventuella problem/skador förekommer.

Exempel på golvkonstruktioner

Risken för uppkomst av emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner har visat sig påverkas av den använda byggtekniken. I de nordiska länderna har problem/skador visat sig huvudsakligen uppstå i golvkonstruktioner med träbaserade ytbeläggningar. Det finns också några enstaka problem rapporterade från andra typer av golvkonstruktioner. En viktig inverkan faktor har visat sig vara fuktillståndet i betongen vid läggning av golvbeläggningar. I följande stycken görs en genomgång av de vanligaste förekommande golvkonstruktionerna i Sverige samt vilka fuktillstånd som är acceptabla före golvbeläggningar kan appliceras på ett fuktigt underlag.

Uppbyggnad av vanliga golvkonstruktioner

De vanligaste förekommande golvbeläggningarna på betongplattor är:

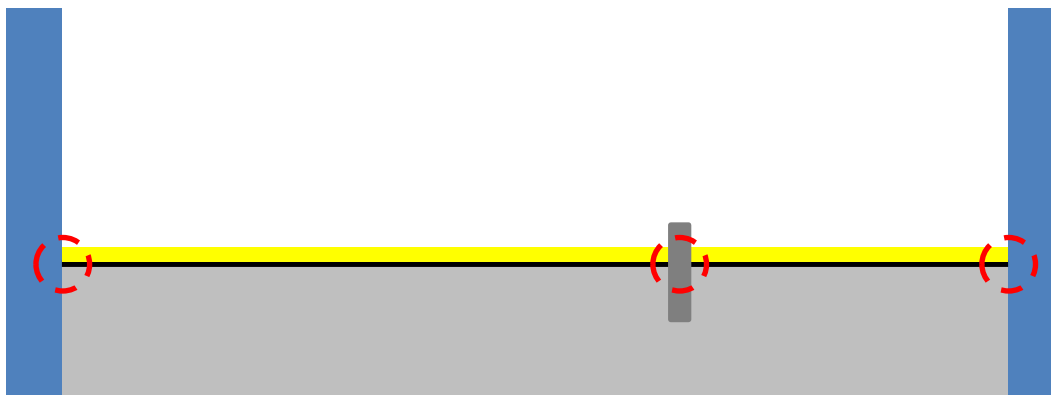
- Träbaserade beläggningar, t.ex. laminat eller parkett.
- Linoleumbaserade beläggningar, t.ex. mattor eller plattor.
- Plastbaserade beläggningar, t.ex. mattor eller plattor.
- Textilbeläggningar, t.ex. mattor eller plattor.

Beskrivningar på hur golvkonstruktioner på betongplattor skall utföras finns redovisade i AMA Hus 11. Det vanligaste förfarandet är att dessa golvbeläggningar läggs direkt på betongens yta (antingen löslagda eller limmade) eller på en avjämningsmassa. Mer ovanligt är att golvkonstruktionen består av en uppreglad konstruktion. Golvkonstruktioner förekommer både utan och med fuktskydd på betongen. En principiell skiss på hur en golvkonstruktion utan fuktskydd på betongen och där golvbeläggningen har applicerats direkt på betongen kan se ut visas i Figur 1 (grått betong och gult är golvbeläggning).



Figur 1. Principiell uppbyggnad av en golvkonstruktion där en golvbeläggning appliceras direkt på en betongplatta (eventuellt kompletterat med en avjämningsmassa). Eventuellt kan konstruktionen kompletteras med en stegljudsisolering (mellan betong och golvbeläggning).

I Figur 2 visas en principiell uppbyggnad av en golvkonstruktion vid användning av träbaserade golvbeläggningar med ett underliggande fuktskydd (samt eventuellt också en stegljudsisolering) mellan betongen och golvbeläggnigen, för att skydda träet mot exponering av för höga fuktillstånd.



Figur 2. Principiell uppbyggnad av en golvkonstruktion där en träbaserad beläggning läggs direkt på en betongplatta (eventuellt kompletterat med en avjämningsmassa) med ett underliggande fuktskydd (plastfolie). Eventuellt kan konstruktionen kompletteras med en stegljudsisolering.

För att konstruktionslösningen i Figur 2 skall fungera är det viktigt att fuktskyddet täcker hela betongplattan för att säkerställa att ingen fukt från betongen kan exponera den träbaserade golvbeläggnigen i anslutning till väggar eller vid genomföringar (inringat på illustrationen). Det är också viktigt att skarvar i fuktskyddet utförs på ett sådant sätt att läckage av fukt inte kan ske från betongen, där fuktskyddet bör läggas med överlapp. Eventuellt kan också fuktskyddet vikas upp vid väggar för att ytterligare förbättra skyddet. Uppvik vid anslutning till väggar är dock inget krav hos många av parkettgolvstillverkarna i Sverige, vilket innebär att en fackmannamässig installation kan utföras även utan uppvik, Arnoldsson (2012).

Ett fackmannamässigt installerat underliggande fuktskydd är dock ingen garanti för att fukt eller andra gaser kan transporteras från betongen och exponera golvbeläggning och/eller inomhusmiljön. Erfarenheter från Golvbranschen, Arnoldsson (2012), visar att om det finns "glipor" någonstans i fuktskyddet, t.ex. vid genomföringar, finns det risk att gaser transporteras från betongen och exponerar golvmaterial, vilket har resulterat i missfärgningar och/eller problem med inomhusmiljön. Om gaser transporteras genom "glipor" i fuktskyddet finns det en risk att de material som befinner sig runt gliporna i fuktskyddet kan bli utsatta för en omfattande exponering. Det är därför heller inte oväntat att exempelvis ekparkett blir missfärgat just i anslutning till gliporna, eftersom koncentration av ammoniak troligen vida överstiger kritiska nivåer för att ekträ skall bli missfärgat. Detta är också vad som har rapporterats i vissa skadefall där just ändträet på ekparkett har blivit missfärgat som ett resultat av exponering för ammoniak i anslutning till glipor i det underliggande fuktskyddet. Detta gäller även när fuktskyddet har vikts upp vid väggar eller när lagts med överlapp vid skarvar. Enligt Golvbranschen skall heller inte fuktskydd betraktas som emissionsspärrar.

Acceptabla fuktillstånd vid applicering av golvbeläggningar

En viktig påverkande faktor vid applicering av golvbeläggningar är fuktillståndet i betongen, där acceptabelt fuktillstånd beror på vilken typ golvmaterial som används och hur

golvkonstruktionen är uppbyggd. I Sverige hänvisas ofta till AMA Hus vad gäller acceptabla fuktillstånd vidläggning av golvbeläggningar. I Tabell 1 redovisas vilka acceptabla fuktillstånd som föreskrivs i AMA Hus 08 samt AMA Hus 11 för de vanligaste typerna av golvbeläggningar.

Tabell 1. Acceptabla fuktillstånd vidläggning av olika typer av golvbeläggningar.

	Acceptabelt fuktillstånd i underlaget (betong)	
Typ av beläggning	AMA Hus 08	AMA Hus 11
MCC – Beläggningar av trä inomhus	RF<60 % RF=60-95 % (om underlaget är täckt med ett fuktskydd av plastfilm).	RF<60 % RF=60-90 % (om underlaget är täckt med ett fuktskydd av plastfilm) Vi hellimning av parkett på underlag av betong gäller dock att limtillverkaren ska redovisa under vilket RF i underlaget som materialet får appliceras. RF får dock inte överstiga 90 %.
MFB – Beläggningar av matta eller plattor av textil	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, avjämningsmassan eller dylikt anger. Vid limning samt vid läggning av textilmattor av naturmaterial utan belagd baksida får dock RF i underlaget inte överstiga 90 %.	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, avjämningsmassan eller dylikt anger. Vid limning samt vid läggning av textilmattor av naturmaterial utan belagd baksida får dock RF i underlaget inte överstiga 90 %.
MFG – Beläggningar av matta eller plattor av linoleum	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, spacklet eller dylikt anger. Då tillverkaren inte anger RF i underlaget får detta inte överstiga 85 %.	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, spacklet eller dylikt anger. Då tillverkaren inte anger RF i underlaget får detta inte överstiga 90 % ¹⁶ .
MFK – Beläggningar av matta eller plattor av plast och tätskikt av plastmatta	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, spacklet eller dylikt anger. Följande begränsningar gäller: RF<90 % för plastmattor och –plattor med mer än 50 % fyllmedel. RF<85 % för plastmattor och –plattor	RF i underlaget får inte överstiga det RF som tillverkaren av beläggningsvaran, fästmedlet, spacklet eller dylikt anger. Om uppgift saknas från tillverkaren gäller RF<90 % för plastmattor och –plattor med mer än 50 % fyllmedel.

¹⁶ Detta är samma gräns som angavs i AMA Hus 98. I AMA Hus 08 sänktes gränsen till 85 % RF, men samtidigt hänvisades till tillverkarnas anvisningar. Enligt de stora tillverkarna av golvbeläggningar av linoleum har rekommenderat fuktillstånd vid applicering på betongplattor varit 90 % RF

	Acceptabelt fuktillstånd i underlaget (betong)	
Typ av beläggning	AMA Hus 08	AMA Hus 11
	med mindre än 50 % fyllmedel.	RF<85 % för plastmattor och –plattor med mindre än 50 % fyllmedel.

I Tabell 1 framgår att vissa revideringar har gjorts av acceptabla fuktillstånd i underlaget vid läggning av golvmaterial mellan AMA Hus 08 och AMS Hus 11. Acceptabelt RF har minskats från 95 % till 90 %, för beläggningar av trä inomhus, t.ex. ekparkett, medan det har ökat från 85 % till 90 %, för beläggningar av matta eller plattor av linoleum.

Huvuddelen av de skador, som finns rapporterade där emissioner av ammoniak från betong pekas ut som bidragande orsak, har uppstått i golvkonstruktioner med beläggningar av trä. Maximalt fuktillstånd i betongen vid läggning finns reglerat i AMA Hus, se Tabell 1. Om uppgifterna i litteraturen om att emissioner av ammoniak kan uppstå vid 75-85 % RF är korrekta innebär detta att om läggning av golvmaterial sker vid högre RF finns risk att emissioner av ammoniak kan uppstå. Detta betyder också att de rekommendationer som finns i AMA Hus 08 och 11 rörande acceptabla fuktillstånd i betongen vid beläggning av trä (95 % respektive 90 % RF) är för höga med hänsyn till emissioner av ammoniak.

Diskussion

Den genomförda litteraturstudien visar att det endast finns ett begränsat antal skadefall rapporterade, vilket ger upphov till en del funderingar kring hur stor omfattningen av problem orsakade av emissioner av ammoniak egentligen är. Det finns också oklarheter vad gäller förutsättningarna för att emissioner av ammoniak skall uppstå och vilka konsekvenser de får för inomhusmiljön och omgivande material. Ofta är problem med inomhusmiljön diffusa och det kan vara svårt att peka ut vad den exakta källan är. I många fall uppträder emissioner av ammoniak tillsammans med höga fuktillstånd eller andra typer av emissioner än ammoniak, vilka resulterar i ungefär samma typ av problem som emissioner av ammoniak. Därför kan det vara så att problemen verkligen är begränsade till ett fåtal byggnader, men det kan också vara så att många fler byggnader har problem men att dessa inte har identifierats som orsakade av emissioner av ammoniak utan någon annan orsak.

I litteraturen finns en handfull skadefall rapporterade från Danmark, Finland och Sverige, Japan samt Kina. Det finns vissa skillnader mellan skadefallen, där fallen från Danmark, Finland och Sverige förekommer i golvkonstruktioner med träbaserade golvbeläggning medan fallen från Japan samt Kina förekommer i konstruktioner med speciella betongsammansättningar, användning av vissa bindemedel samt höga doseringar av vissa tillsatsmedel. I många av dessa skadefall antas kvävehaltiga tillsatsmedel, t.ex. baserade på urea, och/eller bindemedel, t.ex. cement eller flygaska, vara källan till emissioner av ammoniak.

Omfattningen på problem relaterade till emissioner av ammoniak eller bakomliggande mekanismer är svåra att bedöma. I de fall med problem som finns rapporterade i litteraturen framgår oftast inte hur omfattande problemen är, om de är begränsade till något/några rum i en byggnad eller förekommer i hela byggnader. Normalt finns det heller ingen information om bakomliggande mekanismer och inverkan av faktorer. En svårighet är att fukt- och temperaturtillståndet i betongen sällan rapporteras. Dessutom är uppgifter kring betongsammansättningar eller konstruktiva utformningar sparsamma. Det antas att ammoniak uppstår genom nedbrytning av något delmaterial under inverkan av fuktillståndet och temperaturen i betongen.

I dagsläget finns det i Sverige inga exakta gränsvärden för när exponering för ammoniak är skadligt/irriterande för människor i bostäder och/eller skadligt för byggnadsmaterial. Det finns gränsvärden för ammoniak i arbetsmiljö (hygieniska gränsvärden), Arbetsmiljöverket (2011). Det räcker med låga koncentrationer av ammoniak i luft, betydligt lägre än uppställda hygieniska gränsvärden, för att människor kan känna obehag. Dock krävs det en långvarig exponering för höga koncentrationer av ammoniak för att exponeringen skall vara skadlig för människor och ge upphov till några fysiska skador. Ammoniak kan också ge upphov till skador på vissa byggnadsmaterial, främst tanninrika träslag, som kan missfärgas (mörkfärgas) när de exponeras för ammoniak. Detta är dock endast ett estetiskt problem och materialets tekniska funktion påverkas inte negativt.

För att kunna förstå när och hur emissioner av ammoniak uppstår i golvkonstruktioner krävs det att mekanismen bakom emissionerna är känd. Det innefattar också kännedom om källan/källorna till ammoniak samt vilka de (viktigaste) inverkanse faktorerna är. Källan/källorna till emissioner av ammoniak är inte helt klarlagd, men det mest troliga är att kvävehaltiga ämnen i t.ex. bindemedel och/eller tillsatsmedel under vissa förutsättningar kan reagera och brytas ned i betongen varvid ammoniak bildas. De faktorer som huvudsakligen antas inverka på uppkomsten av emissioner av ammoniak är fuktillståndet i betongen, där emissioner uppstår när **RF överstiger 75-85 %**, och en alkalisk miljö, där emissioner uppstår när **pH överstiger 11**. Dessutom inverkar temperaturen, där emissionshastigheten ökar med ökande temperatur, och eventuell ventilation, som kan ventilerar bort emissioner.

Det finns alltså en del frågetecken kring emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner, t.ex. vad gäller omfattningen på problem i byggnader samt vilka mekanismer som orsakar emissionerna. För att få en bättre uppfattning om omfattningen på problem orsakade av emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner samt vilka de bakomliggande mekanismerna är har en enkätundersökning samt laboratorieundersökning genomförts i SBUF-projekt 12530.

- **Enkätundersökning**, där information om skadefall, i vilka emissioner av ammoniak förekommer, har samlats in. Syftena har varit att kartlägga omfattningen på rapporterade skadefall samt undersöka om det finns några likheter eller skillnader mellan fallen.
- **Laboratorieundersökning**, där försök för att framkalla emissioner av ammoniak har genomförts i en kontrollerad miljö. Försöken har gjorts på både cementbruk och betong med olika sammansättningar och konditionerade på olika sätt. Syftena med laboratorieundersökningen har varit att identifiera vilket eller vilka delmaterial i betongen som kan ge upphov till emissioner av ammoniak samt bestämma kritiska fuktillstånd för när emissioner börjar uppstå.

I följande kapitel presenteras resultaten från dessa undersökningar.

ENKÄTUNDERSÖKNING

Introduktion

En enkätundersökning har genomförts för att kartlägga förekomst och omfattning av problem orsakade av emissioner av ammoniak. Syftet med enkätundersökningen har varit att på ett systematiskt sätt ställa samman information om skadefall där problem relaterade till emissioner av ammoniak har rapporterats. Detta för att kunna bedöma omfattningen av problem med emissioner av ammoniak, se om det finns några likheter eller skillnader mellan fallen samt identifiera inverkan och bakomliggande mekanismer.

Enkätundersökningen har varit sammansatt av frågor inom följande områden:

- Information om objektet, där objektet och de delar av konstruktionen som har problem med emissioner av ammoniak redovisas.
- Information om betongsammansättning, där använda delmaterial redovisas.
- Information om ytbeläggningar, där använda ytbeläggningar redovisas.
- Information om utförande, där utförandet samt vilka krav som har funnits på detta redovisas. Dessutom redovisas förhållandena under gjutning samt resultat från mätningar av fukt i betongen (om denna information finns tillgänglig).
- Information om skadad konstruktionsdel, där dimensionerna på den skadade konstruktionsdelen redovisas.
- Information om problem/skador som har uppstått, där typen av problem redovisas tillsammans med resultat från genomförda mätningar (om sådana har gjorts).
- Övrig information som kan vara av intresse.

Hela enkäten finns redovisad i bilaga I.

Enkäten har skickats ut till deltagarna i projektets referensgrupp, skadeutredare samt andra personer som har varit involverade i skadefall där problem relaterade till emissioner av ammoniak har konstaterats.

Resultat

Det visade sig inte vara helt lätt att få in några svar på den utskickade enkäten. Det kan vara så att problem/skador där emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner (eller andra betongkonstruktioner) antas vara orsaken förekommer sällan.

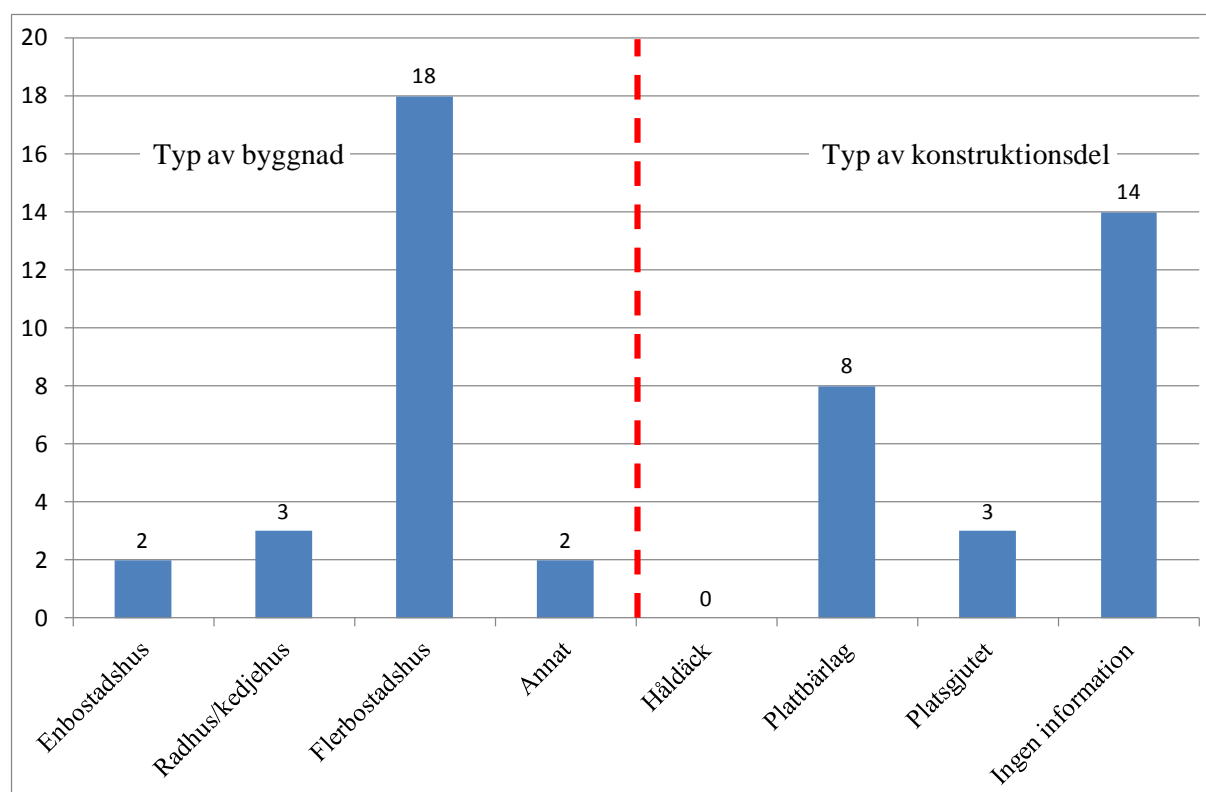
Totalt har 25 enkätsvar med skadefall kommit in, där problem relaterade till emissioner av ammoniak finns rapporterade. I 24 av svaren förekommer problem/skador antingen på omkringliggande material eller i inomhusmiljön. I ett av fallen förekommer både problem/skador med inomhusmiljön och på omkringliggande material. I samtliga svar har problem/skador uppstått i betongplattor med träbaserad golvbeläggning. Den mängd information som finns tillgänglig kring de inrapporterade skadefallen varierar, där informationen i flera av fallen är begränsad. En förklaring är att de skadeutredningar som ligger till grund för enkätsvaren har haft som syfte att påvisa om emissioner av ammoniak kan ha orsakat uppkomna problem/skador och inte att klarlägga bakomliggande mekanismer. Därför saknas i många fall information om använda betongkvaliteter, fuktillstånd etc. Vad som komplicerar bedömningen är att problem/skador ofta är diffusa och svåra att särskilja från andra typer av problem med

inomhusmiljön, t.ex. problem relaterade till fukt och/eller andra typer av emissioner. Det vanligaste är troligen att det finns flera orsaker till observerade problem/skador och beroende på vad som har mätts/noterats i samband med skadetredningen identifieras olika troliga orsaker.

Information om objektet

Skadefall finns inrapporterade från hela Sverige, men där huvuddelen kommer från Skåne samt Stockholmsområdet. En förklaring till denna geografiska fördelning kan vara att de svar som har kommit in främst kommer från skadetredare som är aktiva i dessa områden.

Typen av byggnad samt konstruktionsdelar där problem/skador finns rapporterade redovisas i Figur 3.



Figur 3. Typer av byggnader samt konstruktionsdelar där problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken.

I Figur 3 framgår att de problem/skador som finns rapporterade främst förekommer i flerbostadshus med bjälklag som är platsgjutna eller består av plattbärlag. Det finns också en del skadefall i enbostadshus och radhus/kedjehus. Tjockleken på platsgjuten betong varierar mellan 150 mm och 230 mm.

Information om betongsammansättning

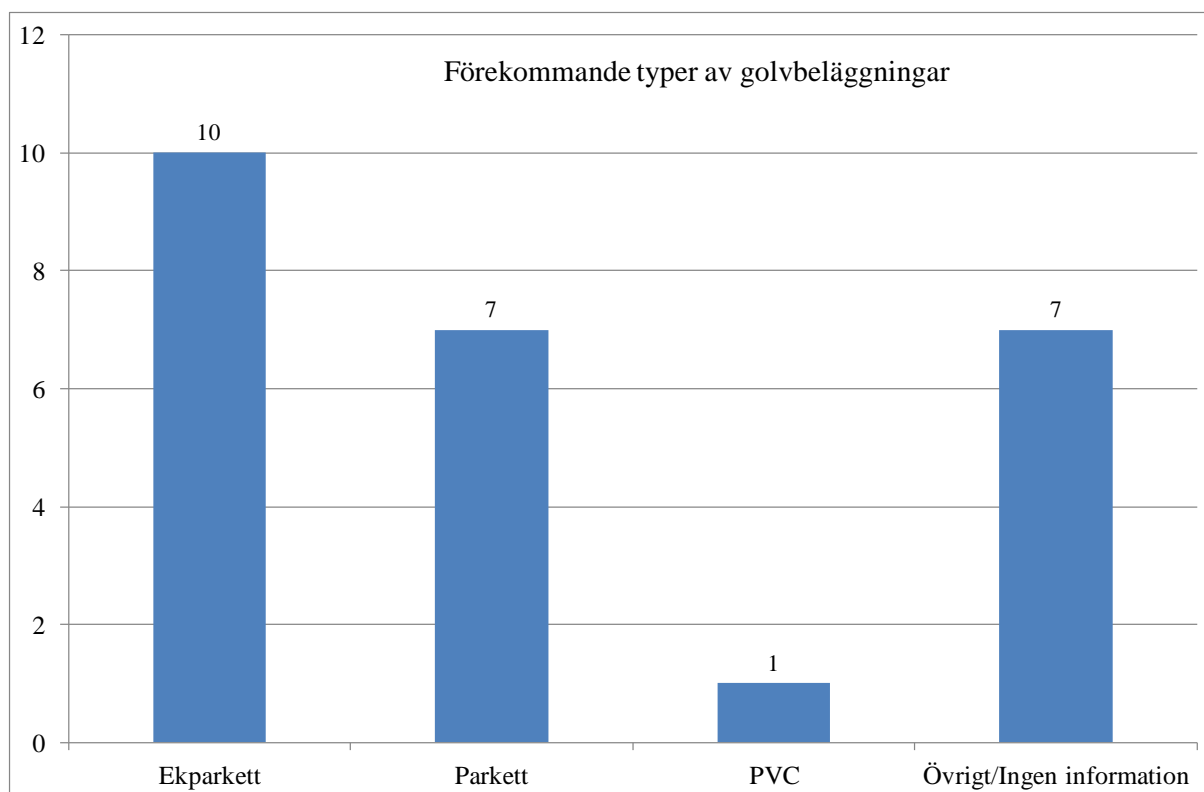
Uppgifter om betongsammansättningar finns endast i fem av de rapporterade skadefallen. I tre av dessa fall anges betongkvaliteten som K35 (ungefär motsvarande C30/37 – vct≈0,60), C35/45 (ungefär motsvarande K45 – vct≈0,47) samt vct=0,45-0,50 och i övriga två fall som ”pumpbetong”, utan att vidare specificera vad detta är. Uppgifter om använd cement finns i två

av fallen och här sägs att Cementa Byggcement (CEM II/A-LL 42,5 R) har använts. För övriga fall finns det inga uppgifter om varken betongkvaliteten eller vilken typ av cement som har använts.

I ett av de rapporterade skadefallen finns uppgifter om att en avjämningsmassa har använts på betongen.

Information om ytbeläggningar

En sammanställning över använda ytbeläggningar finns i Figur 4. I samtliga fall där någon form av parkett har använts finns ett fuktskydd, normalt en plastfolie, (och i några fall även stegljudsisolering) mellan betongen och parketten.

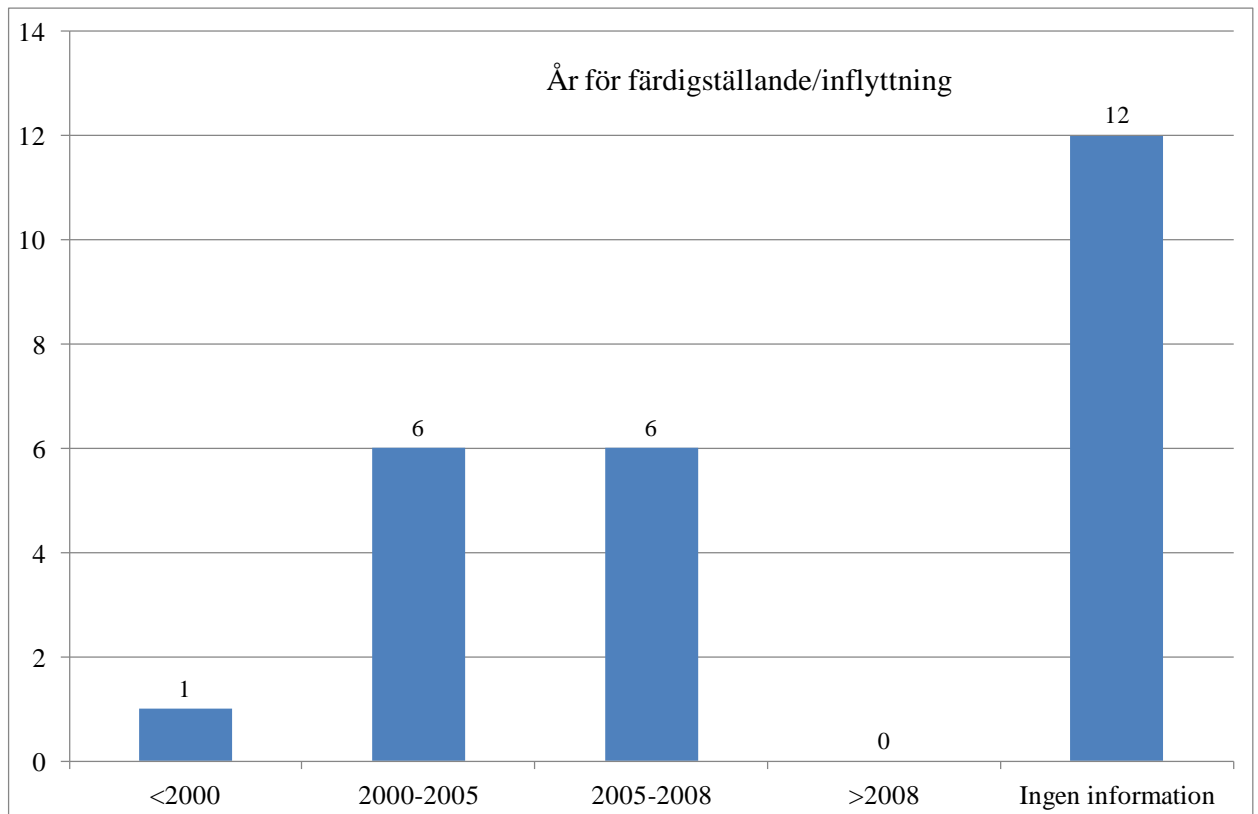


Figur 4. Typer av golvbeläggningar som förekommer i skadefall med problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken.

I Figur 4 framgår att i de skadefall som finns rapporterade har golvbeläggningen främst varit ekparkett eller parkett (där det troligen också är fråga om ekparkett men att skadeutredaren inte har specificerat detta). I samtliga fall där golvbeläggningen har bestått av ekparkett har denna varit lagd på ett fuktskydd i form av en plastfolie.

Information om utförande

En sammanställning över när byggnader med problem/skador har blivit färdigställda ges i Figur 5.



Figur 5. Sammanställning över när byggnaderna med problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken har blivit färdigställda.

Det framgår att skadefall främst finns rapporterade från byggnader uppförda under 2000-talet, fram till 2008 (betonggjutning). I byggnader uppförda efter 2008 finns inga problem rapporterade! Problem/skador relaterade till emissioner av ammoniak har visat sig kunna uppstå långt efter en byggnad är färdigställd. I inkomna skadefall finns exempel på att problem/skador har uppkommit upp till ca 10 år efter färdigställande/inflyttning.

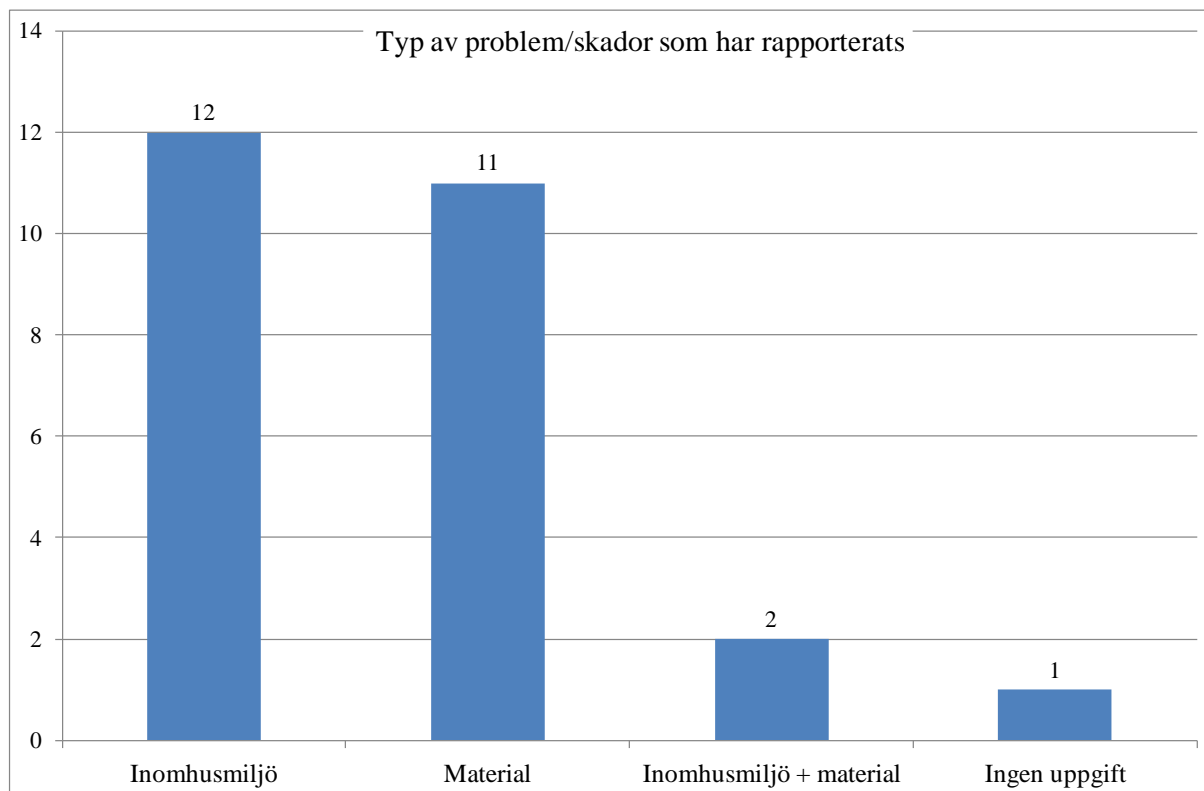
Uppgifter kring vilka gränsvärden för fuktillstånd som har använts i samband med applicering av golvbeläggningar finns endast i tre av fallen. Gränsvärdena har varit 90 % RF (som benämns ett "entreprenörens gränsvärde", som är lägre än gränsvärdet som finns i dåvarande upplagan av AMA Hus) respektive 95 % RF (gränsvärde enligt dåvarande upplagan av AMA Hus). Fuktillståndet i betongen (på karakteristiskt djup) har mätts upp i fem av fallen. I ett av fallen har "bra värden" mätts upp och i de övriga fyra fallen har fuktillståndet mätts upp till 74-85 %, 82-90 % RF, 91-92 % RF samt 92-95 % RF.

Information om skadad konstruktionsdel

I samtliga rapporterade skadefall förekommer problem/skador från golvkonstruktioner i betong. Den totala tjockleken på konstruktionerna är 150-300 mm (varav platsgjuten betong är 150-230 mm). Omfattningen på skador är mycket begränsad i de fall den anges. I två fall sägs att missfärgningar har uppstått på ändträet vid genomföringar (där det också finns en "glipa" i fuktskyddet). I ett av fallen finns det uppgifter om att stegljudsdämparen/fuktskyddet inte är uppvikt vid kanterna. I ett annat av fallen finns också foton på missfärgade parkettbitar, där missfärgningar förekommer i ändträet på ett fåtal plankor (vid genomföringar) i ett rum i en lägenhet i en byggnad med ett flertal lägenheter.

Information om problem/skador som har uppstått

Problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken förekommer både i inomhusmiljön (dålig lukt) eller på omkringliggande material (missfärgning på parkett). I något fall förekommer problem/skador både i inomhusmiljön och på omkringliggande material. En sammanställning över vilken typ av problem/skador som har rapporterats i de olika fallen ges i Figur 6.



Figur 6. Sammanställning över typer av problem/skador som har uppstått i byggnader där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken.

I 17 av fallen har mätningar av emissioner (av ammoniak och andra gaser) och/eller fukt gjorts. Genomförda mätningar av fukt visar att fuktillståndet i betongen är 70-90 % RF. Mätningar av emissioner av ammoniak (och andra gaser) visar på förhöjda koncentrationer under golvbeläggningen och trösklar (2-60 ppm har mätts upp¹⁷). I de fall där problem i inomhusmiljön rapporteras har förhöjda koncentrationer av ammoniak konstaterats i betongen, men det har inte varit möjligt att mäta upp någon förhöjd koncentration av ammoniak i inomhusluften förutom i två av fallen. I dessa båda fall har låga koncentrationer av ammoniak mätts upp, < 1 ppmv.

Kommentarer

Resultaten från enkätstudien visar att problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak är något som endast förekommer i nyare byggnader. Fallen i enkäten kommer från relativt nya byggnader, uppförda under 2000-talet och upp till ca 10 år

¹⁷ Om koncentration av ammoniak överstiger 5 ppm finns det risk för missfärgning av ekparkett

färdigställande. En förklaring att problem/skador främst förekommer under denna period kan vara att betongplattor med golvbeläggningar av träbaserade material (ekparkett) med underliggande fuktskydd (plastfolie) började användas i slutet av 1990-talet och blev mer allmänt använda under 2000-talet.

Problem/skador har uppstått antingen med inomhusmiljön (som främst yttrar sig som dålig lukt) eller på omkringliggande byggnadsmaterial (som främst yttrar sig som missfärgningar på ekträ). Endast i två fall har problem/skador konstaterats både med inomhusmiljön och på omkringliggande material. Det kan tyckas något märkligt med de skadefall där problem har uppstått i inomhusmiljön men att omkringliggande byggnadsmaterial inte har skadats. Detta eftersom omkringliggande byggnadsmaterial normalt finns mycket närmar källan för ammoniak (betonggolv) och därför också utsätts för betydligt högre koncentrationer. Dock är koncentrationen av ammoniak som sägs orsaka missfärgning på omkringliggande byggnadsmaterial betydligt högre än den som sägs orsaka problem med inomhusmiljön, dvs. det kan vara så att . Det kan också vara så att material som inte är känsliga för ammoniak har använts.

Resultaten visar att problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak endast verkar förekomma i vissa typer av konstruktioner (golvkonstruktioner i betong belagda ekparkett) i byggnader där betong gjutits fram till 2008. Det finns inga problem/skador rapporterade från byggnader där betong gjutits efter 2008! De problem/skador som har uppstått rör både inomhusmiljön och omkringliggande byggnadsmaterial (ekparkett), där omfattningen är mycket begränsad. Vid problem med inomhusmiljön har det i tio av tolv fall inte varit möjligt att mäta upp några förhöjda koncentrationer av ammoniak i inomhusluften. Vid skador på byggnadsmaterial (missfärgning av ekparkett) är det endast en mycket liten del av ett fåtal brädor i en byggnad som har missfärgningar.

Betongkvaliteterna har varit normala "husbyggnadsbetonger", dvs. $v_{ct} \approx 0,45-0,60$, och tjockleken på golvkonstruktionerna med problem/skador har varit 150-300 mm (varav tjocklek på platsgjuten betong 150-230 mm). Tyvärr saknas i de flesta skadefallen mer specifika uppgifter om vilka delmaterial som har använts till betongerna, vilket gör det svårt att identifiera vilka delmaterial som kan ha orsakat emissioner av ammoniak. Dock bör det vara så att betongerna inte har blandats med flygaska, eftersom användning av flygaska i svenska betonger inleddes 2006 (i alla fall i moderna betonger). Det finns heller inga uppgifter i skadefallen om att flygaska har använts i betongen. Därför härstammar ammoniak från andra källor, t.ex. cement (där vissa typer av malhjälpmedel har visat sig kunna ge upphov till emissioner av ammoniak) eller tillsatsmedel (där det förekommer vissa kvävehaltiga ämnen som har visat sig kunna ge upphov till emissioner av ammoniak). Dock redovisas inte vilken typ av tillsatsmedel som har använts.

Inte i något av fallen i enkätstudien har någon bakomliggande mekanism identifierats. Det är också sparsamt med uppgifter om betongkvaliteter, fuktillstånd etc. En förklaring är att de skadeutredningar som ligger till grund för enkätsvaren har haft som syfte att påvisa om emissioner av ammoniak kan ha orsakat uppkomna problem/skador och inte att klarlägga bakomliggande mekanismer eller inverkan faktorer.

LABORATORIEUNDERSÖKNING

Allmänt

I projekt har en laboratorieundersökning genomförts. Syftet med laboratorieundersökningen har varit att se om det är möjligt att framkalla emissioner av ammoniak under kontrollerade förhållanden för att på så sätt kunna identifiera potentiellt reaktiva delmaterial och bestämma kritiskt gränsvärden för emissioner. Fokus har främst varit på att undersöka risken för emissioner av ammoniak från olika typer av bindemedel. Undersökningen har gjorts på ”normala” betonger som används för golvkonstruktioner ($v_{ct}=0,45$) med några olika sammansättningar.

I följande kapitel sammanfattas genomförda undersökningar. En komplett redovisning av genomförda undersökningar finns i en separat rapport (bilaga II).

Bestämning av emissioner av ammoniak

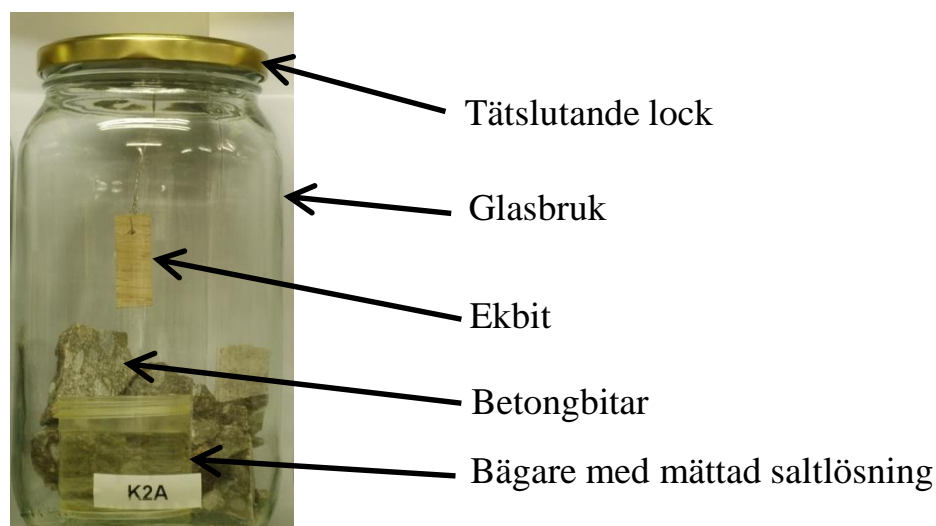
Vid bestämning av emissioner av ammoniak från cementpasta och betong har exponeringen gjorts i klimatboxar, dels för att kunna styra klimatet (RF) och dels för att kunna kontrollera Emissioner av ammoniak kan bestämmas antingen kvalitativt eller kvantitativt. Kvalitativ bestämning är fullt tillräckligt när potentiell risk för emissioner av ammoniak skall bestämmas, medan vid bestämning av kritiska tillstånd bör även koncentrationen av ammoniak bestämmas kvantitativt.

- **Kvalitativ bestämning av avgiven ammoniak.** Förekomst av ammoniak kan detekteras genom att använda någon form av indikator. En bra och enkel indikator är ekträ, som det ju också har uppstått problem med när emissioner av ammoniak har uppstått (mörkfärgning av träet).
- **Kvantitativ bestämning av avgiven ammoniak.** Koncentrationen av ammoniak kan antingen bestämmas direkt i volymen luft som finns i klimatkammaren eller indirekt genom att mäta koncentrationen av ammoniak i t.ex. saltlösningarna (om sådana används för att kontrollera klimatet i boxarna). Ammoniak är vattenlösligt och en del av den ammoniak som uppstår kommer absorberas i vätskelösningar (om sådana används). Ett problem är att bestämma koncentrationen av ammoniak eftersom både betongen och eventuell saltlösning i klimatboxaren absorberar ammoniak. Exempelvis är vatten en stor absorbent av ammoniak och därför bör mängden vatten i saltlösningen vara densamma i de olika klimatboxarna, för att få en korrekt kvantifiering av koncentrationen av ammoniak. Om det dessutom finns en bit ek i burken konkurrerar denna med vattnet som absorbent. Trä har också en stor specifik yta så det räcker inte med att analysera vattnet i saltlösningen.

Försöken har i första hand gjorts med kvalitativ bestämning av avgiven ammoniak och om det har visat sig bli problem med emissioner har en kvantitativ bestämning av avgiven ammoniak gjorts.

För den kvalitativa bestämning av avgiven ammoniak har en speciell provningsmetod tagits fram, där ekbitar används som indikator på om eventuell ammoniak har bildats från olika materialkombinationer där det också var möjligt att styra den relativa fuktigheten (RF). En

motsvarande provningsmetod finns beskriven i Nilsson (1984), där en ekbit ”stängs in” i en luftvolym med en viss koncentration ammoniak och visst klimat. En motsvarande provningsmetod har använts i de provningar som beskrivs i denna rapport. Provuppställningen modifierades något och ett tätslutande skruvlock användes istället för kork och plastbägaren med saltlösning var omgiven av betongbitar, se Figur 7. Klimatet i luftvolymen regleras med övermättade saltlösningar. Ekbiten kommer aldrig att vara i direkt kontakt med de material som kan avge ammoniak. Eventuell missfärgning av ekbitarna har sedan undersökts genom att visuellt besiktiga bitarna och med fotografier som har tagits vid olika tillfällen under provningsperioden.



Figur 7. Principiell provuppställning.

För att utreda om provningsmetoden gick att använda i det aktuella projektet genomfördes ett antal förförsök. Under förförsöken exponerades ekbitar från emissioner av ren ammoniaklösning av olika koncentrationer och emissioner från cementpasta blandad med ammoniaklösning. I huvudförsöken exponerades ekbitarna för eventuell ammoniak från betongbitar, där ammoniaken härrör från nedbrytning av betongens delmaterial.

Genomförda provningar

Samtliga provningar har gjorts med den framtagna provningsmetoden, där ekbitar exponeras för ammoniak i slutna luftvolym i en glasburk. Eventuell missfärgning av ekbitarna, som är ett tecken på att emissioner av ammoniak har uppstått, har bestämts genom att visuellt studera och fotografera bitarna. Samtliga provningar har gjorts i klimatrums, där RF och temperatur styrs, i vilket burkarna har placerats. Försöken har gjorts i tre etapper, med olika exponering för ammoniak:

- **Etapp I.** Förförsök med ammoniaklösning, där provningsmetoden provades och kalibrerades. För att prova försöksuppställningen och möjligheten att visuellt dokumentera eventuell missfärgning har provningar gjorts med olika koncentrationer av ammoniaklösning (0-0,125 %-ig lösning) som hölls i botten av burkarna.
- **Etapp II.** Förförsök med cementbruk blandat med ammoniaklösning, där försöksuppställningen provades med cementbaserade prover. Provningarna gjordes med

cementbruk, där cement blandades med mycket svaga ammoniaklösningar (0,002 - 0,125 %-ig lösning), som göts i botten av burkarna.

- **Etapp III.** Huvudförsök, där eventuella emissioner av ammoniak från betong har undersökts. Provningsmetoden har gjorts med betong med olika sammansättningar (som normalt används för golvkonstruktioner). Bitar av krossad betong har lagts i botten av glasburkarna. Dessutom var klimatet (RF) i burkarna styrt med övermättade saltlösningar.

Resultaten från genomförda undersökningar redovisas i följande kapitel.

Provningsmetoden i etapp I (provning av provningsmetoden)

Syftet med etapp I var att undersöka om provningsmetoden fungerade, genom att exponera ekbitar i slutna luftvolym (glasburkar) för olika koncentrationer av ammoniak, skapat av ammoniaklösningar med olika koncentrationer. Burkarna fotograferades under de första tre dyggen och efter en vecka efter att exponeringen inleddes.

Resultaten visar att ekbitarna blir mörkfärgade vid höga koncentrationer av ammoniak, medan vid lägre koncentrationer syns ingen missfärgning. Detta resultat visar att den använda provningsmetoden går att använda för att undersöka eventuell risk för missfärgning av ekbitar vid exponering för ammoniak.

Provningsmetoden i etapp II (förförsök)

Syftet med etapp II var att ytterligare undersöka om provningsmetoden fungerade, genom att exponera ekbitar i slutna luftvolym (glasburkar) för ammoniak som avgått från cementbruk. I botten av sex burkar har cementpasta (vct=0,40) blandad av Cementa Byggcement och en mycket svag lösning av ammoniak hållts. Pastan hålls i behållaren och locket skruvas åt på tre av burkarna. Tre av burkarna lämnades utan lock. Efter 24 timmar placeras ett nytt lock med en ekbit fastsatt i locket i två av burkarna (en som varit stängd hela dygnet och med och en som varit öppen). Burkarna fotograferas sedan efter ett dygn. Efter sju dagar placeras två nya ekbitar i två burkar (en som varit öppen hela tiden och en som varit stängd) och fotograferas sedan efter 1 dygn. Efter ytterligare 7 dygn används de två sista burkarna då ett lock med en ekbit skruvades på. Burkarna som har lock hela tiden representerar olika långa tider av membranförstärkning. Burkarna utan lock får en mer ojämn fuktavgång och det var intressant att se hur detta påverkar missfärgningsförloppet.

Två olika serier genomfördes i de andra förförsöken, serie A och B, där olika koncentrationer på ammoniaklösning användes. I serie A användes 0,125 %-ig och i serie B 0,002 %-ig ammoniaklösning. Resultaten från provningarna visar att nästan samtliga ekbitar blev missfärgade i serie A, förutom de ekbitar där locket skruvades på efter 14 dygn, där ingen missfärgning har noterats efter fyra månades exponering. Det finns således en inverkan från hur länge cementpastan kan "luftas" innan locket skruvas på. En förklaring är att ammoniak tillsatt som ammoniaklösning är flyktig och avgår fort när bruksbitarna exponeras i fria luften, dvs. när locket är öppet. I serie B blev ingen av ekbitarna missfärgad.

Provningsmetoden i etapp III (huvudförsök)

Syftet med etapp III (huvudförsök) var att se om normala betonger som används till golvkonstruktioner ger upphov till emissioner av ammoniak som i sin tur kan missfärga ekbitar.

Det finns flera olika möjliga källor till emissioner av ammoniak (kvävehaltiga delmaterial till betongen), t.ex. cement, flygaska eller tillsatsmedel. Vid provningarna har ekbitar exponerats för emissioner av ammoniak av olika omfattning och sedan vid fyra olika relativa fuktigheter (RF). Eventuell missfärgning av ekbitarna har sedan undersökts genom att visuellt besiktiga och fotografera bitarna vid olika tidpunkter.

Till huvudförsöken användes betong med vct 0.45 med maximal stenstorlek på 11 mm. Fem olika betongsammansättningar har undersökts benämnda serie K-P, se Tabell 2.

Betongsammansättningarna valdes för att studera tre delmaterial i betong som lyfts fram som möjliga källor till emissioner av ammoniak: cement, flygaska och tillsatsmedel. Två olika cement har använts, Cementa Byggcement (CEM II/A-LL 42,5 R), huvudsakligen innehållande portlandklinker och kalksten (LL), respektive Cementa Bascement (CEM II/A-V 52,5 N), huvudsakligen innehållande portlandklinker och flygaska (V). I serie M och P har flygaska satts till betongen som ett tillsatsmaterial med effektivitetsfaktorn $k=0,4$. Den använda flygaskan har ett maximalt innehåll av ammoniak på ca 125 ppm. Två olika superplasticerande tillsatsmedel har använts: VR1 som är PCE-baserat (som inte innehåller kvävehaltiga ämnen) och VR2 som också är PCE-baserat men med tillsatser av en oorganisk accelerator (innehållande kvävehaltiga ämnen).

Tabell 2. Betongsammansättningar som har använts i försöken.

Serie K	Serie L	Serie M	Serie N	Serie P
400 kg Byggcement	400 kg Bascement	336 kg Bascement	400 kg Bascement	336 kg Bascement
180 kg vatten	180 kg vatten	180 kg vatten	180 kg vatten	180 kg vatten
865 kg 0-8 mm	865 kg 0-8 mm	865 kg 0-8 mm	865 kg 0-8 mm	865 kg 0-8 mm
865 kg 8-11 mm	865 kg 8-11 mm	865 kg 8-11 mm	865 kg 8-11 mm	865 kg 8-11 mm
0.03 kg VR1	0,067 kg VR2	0,106 kg VR1	0,120 kg VR2	0,120 kg VR1
		160 kg Flygaska		160 kg Flygaska
				0.020 kg Ammoniumsulfat

Fyra av betongsammansättningar har valts så att de representerar ”normala” betongsammansättningar som används till golvkonstruktioner (serie K, L, M och N), med låga halter av kvävehaltiga ämnen. I två av betongsammansättningarna (serie M och P) har flygaska satts till som ett tillsatsmaterial (effektivitetsfaktor $k=0,4$). Flygaska kan innehålla en viss mängd ammoniak som härrör från rökgasrening av stenkolseldade kraftverk, där ammoniak används för att rena rökgaserna från kväveoxider. En av serierna (N) innehåller maximal rekommenderad dosering av VR2, som innehåller kvävehaltiga ämnen. Tillverkaren av detta tillsatsmedel gör bedömningen att innehållet av totalt kväve, oavsett kemisk förening, hur det är bundet eller löslighet i vatten är ca 5,7% . En av betongsammansättningarna har valts som en mer ”extrem” variant, där halten av ammonium är högre genom extra tillsats av ammoniumsulfat (serie P) för att simulera vad som kan hända om en flygaska med högre halt restammoniak från rökgasreningen används. En högre halt av kvävehaltiga material innebär att risken för emissioner av ammoniak är högre.

Halten av kvävehaltiga ämnen i respektive betongsammansättning bedöms vara:

- Serie K: 0

- Serie L: < 0,0005 vikt% (uppskattningen baseras på att flygaskan i Bascementet kan innehålla maximalt 125 mg ammoniak per kg)
- Serie M: < 0,002 vikt% (uppskattningen baseras på att all flygaska maximalt innehåller 125 mg ammoniak per kg)
- Serie N: < 0,03 vikt% (uppskattningen baseras på att tillsatsmedlet totalt innehåller 5,7% kvävehaltiga ämnen)
- Serie P: < 0,025 vikt% (uppskattningen baseras på att 5,5 gav ammoniumsulfaten ger ammoniak samt att all flygaska maximalt innehåller 125 mg ammoniak per kilo)

Provkropparna göts i satser om 15 liter per betongsammansättning. Av varje betongsammansättning göts 3 cylindrar (100 mm diameter, 200 mm lång) och efter en veckas vattenlagring sågades dessa i 20 mm skivor och klimatiseras enligt följande schema före själva provningen inleddes (3 skivor per sammansättning för varje RF-nivå), se Tabell 3. Klimatiseringsförloppet är tänkt att simulera hur betong i en nygjuten golvkonstruktion fungerar, där fuktillståndet inledningsvis är högt och där betongen torkar med tiden. Uttorkningen är störst i de yttre delarna av konstruktionen medan det är högt under lång tid i de inre delarna av konstruktionen. Detta betyder att skiva A1-3 simulerar förhållandena i de inre delarna av konstruktionen medan skivorna B1-3, C1-3 och D1-3 simulerar förhållandena på olika djup från konstruktionens yta.

Tabell 3. Klimatiseringsförloppet.

Skiva	100 % RF	97 % RF	85 % RF	75 % RF	Provning
A1-3	2v				
B1-3	2v	4v			
C1-3	2v	4v	4v		
D1-3	2v	4v	4v	4v	

Provning innebär krossning av skivan och placering i en burk med saltlösning som ger samma RF som skivan har samt ekbit (precis som i förstudien). Varje RF studerades med tre burkar med material i samt en burk med samma RF men utan material. För varje betongsammansättning genomfördes fyra provningsserier vilket betyder att totalt genomfördes 20 provningsserier.

Resultaten från undersökningen har dokumenterats genom att uppställningen fotograferades vid tre olika tillfällen: provstart, efter två månaders och efter fyra månaders exponering. Från det att cylindrarna sågades till skivor förvarades de i lådor (med olika RF) i ett klimatrum med temperaturen +20°C och 65 % RF. Fotograferingen skedde alltid på samma plats i klimatrummet och med identiska kamerainställningar.

Kommentarer resultat

Syftet med de genomförda undersökningarna har varit att se om det är möjligt att framkalla emissioner av ammoniak i kontrollerade förhållanden för att på så sätt kunna identifiera potentiellt reaktiva delmaterial och bestämma kritiskt gränsvärden för emissioner. En speciell provningsmetod har tagits fram för undersökningar, där ekbitar används som indikatorer på om ammoniak förekommer. Användbarheten hos den framtagna provningsmetoden har undersökts i förförsök, där resultaten visar att metoden fungerar bra.

I huvudförsöken visar resultaten att emissioner av ammoniak av sådan omfattning att ekbitar missfärgas endast förekom i ett fåtal av provningsserierna under de fyra månader efter gjutning som provningarna har genomförts. Av de studerade betongsammansättningarna så var det bara när extra kvävehaltiga ämnen tillsätts i form av ammoniumsulfat (serie P), som ekbitarna missfärgas och då bara vid de högre RF-nivåerna (>97 % RF). I övriga klimat (lägre RF-nivåer) blev ekbitarna inte missfärgade. Detsamma gäller de andra provningsserierna (serie K-N), även vid den högsta RF-nivån (100 % RF)..

De genomförda provningarna gjordes i upp till fyra månader efter gjutning. En osäkerhet är eventuella fortsatta emissioner av ammoniak efter fyra månader, där det finns uppgifter i litteraturen och från den i projektet genomförda sammanställningen av skadefall att emissioner av ammoniak har uppstått något år efter gjutning. Det kan vara så att det krävs en viss tid innan emissioner av ammoniak uppstår och att de fyra månader som undersökningar har genomförts under har varit för kort tid. För att undersöka om detta också kan vara fallet för de undersökta betongsammansättningarna har några burkar sparats för framtida studier.

Sammanfattningsvis visar resultaten från den genomförda laboratoriestudien att det inte finns något i de genomförda försöken som tyder på att ”normala” betongsammansättningar som används för golvkonstruktioner i Sverige missfärgar ek under de förhållanden som undersökts i studien. Det är endast vid mycket extrema situationer (betong som innehåller höga halter av kvävehaltiga delmaterial och vid höga fuktnivåer) som så höga koncentrationer av ammoniak uppstår att ekbitar missfärgas.

Resultaten från den genomförda undersökningen visar att det inte finns något som tyder på att ”normala” betongsammansättningar som används för golvkonstruktioner i Sverige missfärgar ek under de förhållanden som undersökts i studien. Trots detta har missfärgningar uppstått i en del golvkonstruktioner, vilket är svårt att förklara. Det finns flera möjliga förklaringar till detta, där några exempel är:

- Sammansättning av delmaterial har förändrats, där det i dagens betonger inte finns några delmaterial som kan brytas ned till ammoniak.
- Inverkan av byggtekniken, där den byggteknik som används i golvkonstruktioner med skador, har bidragit till att skadliga emissioner av ammoniak har uppstått.
- Inverkan från härdning, som kan ha bidragit till att skadliga emissioner av ammoniak har kunnat uppstå.

Ett nästa steg i att förstå varför missfärgningar trots allt sker ibland kan därför vara att bygga upp ett golv och se om missfärgning kan forceras fram för att se vilka förhållanden som krävs.

DISKUSSION

Allmänt

Resultaten från detta projekt visar att problem med inomhusmiljön och skador på byggnadsmaterial, där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken, är mycket begränsade. De problem/skador som rapporteras har uppstått som ett resultat av en olycklig kombination av olämplig konstruktiv utformning (t.ex. användning av känsliga byggnadsmaterial), delmaterial som innehåller kvävehaltiga ämnen samt olämpligt utförande (t.ex. för kort uttorkningstid). Olika kvävehaltiga ämnen är också olika stabila vid exponering i en alkalisk och fuktig miljö, vilket medför att det finns en förskjutning i tid när emissioner av ammoniak kan uppstå. Viktiga inverkanfaktorer för att ammoniak skall kunna emitteras från betong är att det finns källor för ammoniak samt en viss miljö i betongen vad gäller alkalitet (pH), fuktillstånd och temperatur. De emissioner av ammoniak som studeras i detta projekt kan också uppstå i hela betongens tvärsnitt, där troligen förhållandena för att ammoniak skall uppstå är mest fördelaktiga i mitten av tvärsnittet (högst fuktillstånd och tillräckligt högt pH). Detta är en skillnad mot många andra problem med emissioner av gaser, som ofta uppstår i ytan i av betongen.

Den genomförda litteraturstudien visar att det inte finns så mycket information om problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken. Det är troligen så att dessa eventuella problem/skador normalt förekommer mycket sällan och att det därför heller inte har funnits något att rapportera. I de fall som redovisas är problem/skador mycket begränsade och i många fall också diffusa (exempelvis problem med inomhusmiljön).

Den genomförda enkätundersökningen ger en liknande bild, dvs. att problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken förekommer sällan. Det är också så att när problem/skador har uppstått är dessa begränsade till mycket begränsade delar av en byggnad, t.ex. finns det exempel på där skador har observerats i ändträet på några enstaka ekparkettbitar i ett stort flerbostadshus. Problem/skador finns endast rapporterade från nyare byggnader där betonggjutningar har gjorts under 2000-talet men begränsas i tiden fram till 2008 (betonggjutning). I byggnader där betonggjutningar har gjorts efter 2008 finns inga problem/skador rapporterade!

En viktig faktor som påverkar uppkomst och omfattning av problem/skador med emissioner av ammoniak är ventilationen. För att problem med inomhusmiljön skall uppstå och/eller att omkringliggande material som är känsliga kan skadas måste koncentrationen av ammoniak i luften bli tillräckligt hög. Det betyder att ventilationen i utrymmet där emissioner har uppstått också är en väsentlig faktor för om problem/skador skall uppstå, speciellt vad gäller problem med inomhusmiljön. Om luftomsättningen är god förs eventuella emissioner av ammoniak bort innan den hinner orsaka några problem med inomhusmiljön. Problem/skador på omkringliggande byggnadsmaterial är svårare att undvika med en god luftomsättning eftersom materialen oftast finns mycket nära källan till emissioner, t.ex. träbaserad golvbeläggning på en betongplatta.

En svårighet med problem/skador där emissioner av ammoniak har identifierats som orsaken är att dessa ofta är diffusa och svåra att särskilja från andra typer av problem med inomhusmiljön, t.ex. problem relaterade till fukt och/eller andra typer av gasemissioner. Det vanligaste är att det finns flera orsaker till observerade problem/skador och beroende på vad som har mätts/noterats i samband med skadeutredningen identifieras olika troliga orsaker. Orsakssambanden mellan ämnen som kan mätas upp i husbyggnader och symptomen, dvs. problem med inomhusmiljön

och/eller skador på omkringliggande byggnadsmaterial, är heller inte helt kända. I många fall är de problem/skador som har uppstått ungefär samma för flera olika ämnen, vilket gör det svårt att peka ut några enskilda källor. Ett exempel är missfärgningar av träbaserade material, som både kan orsakas av exponering av för höga fuktillstånd eller ammoniak (eller andra gaser). För problem med inomhusmiljön är orsakssambanden ännu mer diffusa och här är ofta konstaterade problem orsakade av flera olika orsaker. Dessutom förekommer förhöjda koncentrationer av ett flertal ämnen vid skadefall vilket gör det svårt att identifiera enskilda orsaker till problem/skador.

Genomförda undersökningar

Litteraturstudie

Resultaten från litteraturstudien visar problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken är mycket ovanliga. I de fall där problem/skador finns rapporterade är normalt också omfattningen mycket begränsad. De enstaka skadefall som finns rapporterade i litteraturen förekommer främst i betongplattor med träbaserade golvbeläggningar (tanninrika träslag) samt i konstruktioner med speciella betonger (höga doseringar tillsatsmedel och/eller användning av vissa bindemedel). Det finns en del undersökningar gjorda på vissa av betongens delmaterial vad gäller, t.ex. cement, flygaska och vissa tillsatsmedel. Ofta har dessa delmaterial varit av låg kvalitet vilket bidragit till att emissioner av ammoniak har uppstått. Ett exempel är de undersökningar rörande emissioner av ammoniak från flygaska som har utförts i USA, där emissioner av ammoniak speciellt har uppstått från betonger blandade med flygaska av låg kvalitet, dvs. med höga halter restammoniak och höga restkol. Om delmaterial av lägre kvalitet undviks kan också problem med emissioner av ammoniak minskas eller helt undvikas.

Problem och/eller skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken verkar också vara ett nationellt begränsat problem, där de främst rapporteras från Danmark, Finland och Sverige samt Japan och Kina. I Japan och Kina förklaras observerade emissioner av ammoniak med användning av vissa tillsatsmedel med kvävehaltiga ämnen (t.ex. baserade på urea) eller andra delmaterial innehållande kvävehaltiga ämnen (t.ex. cement eller ballast). Ofta har också höga koncentrationer av tillsatsmedel använts (dock redovisas inte hur stora mängder som har satts till). De problem som finns rapporterade från de nordiska länderna är mer diffusa och ingen enskild källa till emissioner av ammoniak har kunnat identifieras. Observerade emissioner förklaras med användning av vissa tillsatsmedel eller bindemedel, antingen cement (främst Finland och Sverige) eller flygaska (främst Danmark). I de nordiska undersökningarna identifieras också vissa konstruktionsdelar ut som extra förekommande med problem/skador och då främst golvkonstruktioner med träbaserade golvbeläggningar (tanninrika träslag). I Japan och Kina pekas inga speciella konstruktionsdelar ut som extra känsliga, utan i dessa länder är det speciella betongsammansättningar som istället pekas ut.

En svårighet med att bedöma vad verkliga orsaken till problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken är att dessa många är diffusa. Dessutom förekommer de oftast också tillsammans med andra typer av problem, orsakad av exempelvis fukt och/eller andra typer av emissioner. Symptomen på dessa skador är också liknande (t.ex. problem med inomhusmiljön och/eller missfärgningar på omkringliggande material), vilket ibland gör det svårt att identifiera en enskild orsak till problem/skador. En del av de problem/skador som finns rapporterade där orsaken sägs vara emissioner av ammoniak från betong kan därför delvis också vara orsakade av exempelvis exponering för fukt. Det kan vara så att missfärgade bitar av

ekparkett har observerats och att förhöjda koncentrationer av ammoniak har mätts upp men att den egentliga orsaken är att fuktillståndet har varit för högt.

Missfärgning på ekträ, och även andra tanninrika träslag, efter exponering för ammoniak är inget nytt, utan har varit känt sedan början av 1900-talet. Det är till och med så att man har utnyttjat detta för att färga ekträ genom att medvetet exponera det för ammoniak. Ett sätt att undvika skador på omgivande material är att använda material som är mindre känsliga för ammoniak. Om sådana golvbeläggningar används blir det troligen inte heller några missfärgningar om emissioner av ammoniak förekommer (i alla fall upp till en viss nivå).

En lite märklig detalj är att problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak endast förekommer i vissa länder. Betong med delmaterial innehållande kvävehaltiga ämnen används även i andra delar av världen och därför borde problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken också förekomma utanför Danmark, Finland och Sverige samt Japan och Kina. En trolig förklaring är att vissa av de byggtekniker, som används i Danmark, Finland och Sverige har små marginaler, t.ex. vad gäller fuktillståndet i betongen i samband med applicering av ytbeläggningar. Detta innebär att om det blir någon avvikelser, t.ex. att betongen inte har fått torka ut ordentligt innan applicering av ytbeläggning, finns risk att emissioner av ammoniak uppstår (om betongens delmaterial innehåller kvävehaltiga ämnen).

Det finns likheter mellan problem med emissioner av ammoniak och problem orsakade av andra typer av gasemissioner från golvkonstruktioner. Dock är uppstår dessa problem oftast i ytan av en betongen medan emissioner av ammoniak uppstår i hela betongens tvärsnitt. Exempel på andra typer av emissioner från golvkonstruktioner är de som har uppstått vid nedbrytning av kaseinhaltiga avjämningsmassor (där bland annat emissioner av ammoniak har uppstått), se t.ex. Nilsson (1984), eller av mattlim och/eller mattor golvsystem med PVC-mattor (där emissioner av olika typer av alkoholer har uppstått), se t.ex. Sjöberg (2001). För båda dessa typer av nedbrytning har betongens alkalitet (pH) och fuktillstånd identifierats som de faktorer som har störst inverkan på emissionerna.

Enkätundersökning (sammanställning av skadefall)

Totalt har 25 svar kommit in i den genomförda enkätundersökningen och de problem/skador som finns rapporterade är mycket begränsade. Problem/skador från emissioner av ammoniak har uppstått antingen med inomhusmiljön (som främst yttrar sig som dålig lukt) eller på omkringliggande byggnadsmaterial (som främst yttrar sig som missfärgningar på ekträ). Endast i två fall har problem/skador konstaterats både i inomhusmiljön och på omkringliggande material. Resultaten visar att problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak främst förekommer i flerbostadshus och där ekparkett (på underliggande fuktskydd) har använts som golvbeläggning. Dessutom är noterade problem/skador ofta diffusa, vilket gör det svårt att identifiera någon speciell orsak. Exempelvis när problem med inomhusmiljön förekommer har det i tio av tolv fall inte varit möjligt att mäta upp några förhöjda koncentrationer av ammoniak i inneluften. I två fall har något förhöjda koncentrationer av ammoniak mätts upp, dock <1 ppmv. När skador har konstaterats på byggnadsmaterial (missfärgning av parkett) är det endast en mycket liten del av de material som finns i en byggnad som har blivit skadade. Vad gäller inverkan faktorer finns det en del mätningar av fuktillståndet i betongen och detta har visat sig vara 70-90 % RF när skador förekommer.

Det verkar som problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak är något som endast förekommer i nyare byggnader. Fallen i enkäten kommer från relativt nya

byggnader, uppförda under 2000-talet och upp till ca 10 år efter färdigställande. En förklaring att problem/skador främst förekommer under denna period kan vara att betongplattor med golvbeläggningar av träbaserade material med underliggande fuktskydd (plastfolie) började användas i slutet av 1990-talet och blev mer allmänt använda under 2000-talet. Det finns också en tydlig avgränsning i ålder på byggnaderna, där samtliga byggnader med problem/skador är uppförda fram till 2008 (betonggjutning). Det finns inga skador rapporterade från byggnader som är uppförda efter 2008!

Resultaten visar att problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken förekommer mycket sällan. I de skadefall som finns rapporterade är omfattningen på problem/skador mycket begränsad. Exempelvis i de fall där missfärgningar på ekparkett har konstaterats är ytan på det missfärgade området mycket litet, där det normalt är någon cm på ändträet på ett fåtal plankor i ett rum i en lägenhet i en byggnad med ett flertal lägenheter är missfärgad. Problem i inomhusmiljön, där orsaken sägs vara emissioner av ammoniak från betongplattor, är också begränsade. Det finns inga uppgifter om hur effektiv eventuell ventilation har varit, men troligen har den inte varit så god vilket kan förklara de problem som har uppstått. Om ventilationen hade varit mer effektiv är det inte orimligt att problemen med inomhusmiljön hade varit mindre eller helt kunnat undvikas.

Betongkvaliteterna har varit normala "husbyggnadsbetonger", dvs. $v_{ct} \approx 0,45-0,60$, och tjockleken på golvkonstruktionerna med problem/skador har varit 150-300 mm (tjocklek på platsgjuten betong 150-230 mm). Tyvärr saknas i de flesta skadefallen mer specifika uppgifter om vilka delmaterial som har använts till betongerna, vilket gör det svårt att identifiera vilka delmaterial som kan ha orsakat emissioner av ammoniak. Dock bör det vara så att betongerna inte har blandats med flygaska, eftersom användning av flygaska i svenska betonger inleddes 2006 (i alla fall i moderna betonger). Det finns heller inga noteringar om att flygaska har använts i betongen i något av skadefallen. Därför härstammar ammoniaken från andra källor, t.ex. cement (där vissa typer av malhjälpmedel har visat sig kunna ge upphov till emissioner av ammoniak) eller tillsatsmedel (där det förekommer vissa kvävehaltiga ämnen som har visat sig kunna ge upphov till emissioner av ammoniak).

Undersökningar i laboratorium

De undersökningar som har gjorts i laboratorium visar att för "normala" betonger som i dagsläget används för golvkonstruktioner i Sverige finns det ingen risk för missfärgning av ek orsakade av emissioner av ammoniak. För att emissioner av ammoniak från betong skall kunna missfärga ekbitar krävs "extrema" betonger med höga halter av kvävehaltiga ämnen och höga fuktillstånd. I genomförda undersökningar var det bara en betongsammansättning, där extra kvävehaltiga ämnen satts till i form av ammoniumsulfat, som ekbitar missfärgades och då bara när RF var högre än 97 % RF.

De genomförda undersökningarna har genomförts i upp till fyra månader efter gjutning. En osäkerhet är eventuella fortsatta emissioner av ammoniak även efter fyra månader, där det finns uppgifter i litteraturen och från den i projektet genomförda sammanställningen av skadefall att emissioner av ammoniak har uppstått något år efter gjutning. För att undersöka om detta också kan vara fallet för de undersökta betongsammansättningarna har några burkar sparats för framtida studier.

Sammanfattningsvis visar resultaten från den genomförda laboriestudien att det inte finns något i de genomförda försöken som tyder på att "normala" betongsammansättningar som

används för golvkonstruktioner i Sverige kan missfärga ek under de förhållanden som undersökts i studien. Trots detta har missfärgningar uppstått i en del golvkonstruktioner, vilket är något svårt att förklara.

Möjliga källor till ammoniak

Det finns ett antal möjliga källor till att emissioner av ammoniak skall kunna uppstå från betong, där de mest troliga källorna bedöms vara bindemedel (främst cement och flygaska) samt tillsatsmedel. Av dessa är flygaska från stenkolseldade kolkraftverk den som har studerats mest. Det finns också en del undersökningar gjorda på risken av emissioner av ammoniak från cement samt tillsatsmedel. I de nordiska länderna är det främst tillsatsmedel och vissa bindemedel, (cement i Finland och Sverige och flygaska i Danmark), som har ”pekats ut” som möjliga källor till emissioner av ammoniak. I andra länder, t.ex. Japan eller Kina har vissa tillsatsmedel (innehållande kvävehaltiga ämnen) identifierats som källor till emissioner av ammoniak, men troligen har höga doseringar av dessa tillsatsmedel använts (exakta doseringar redovisas normalt inte). Motsvarande observationer har gjorts i Schweiz under 1960-talet, där vissa kvävehaltiga tillsatsmedel (baserade på urea) identifierades som källor till emissioner av ammoniak.

En möjlig källa till emissioner av ammoniak från flygaska (och även cement) är restammoniak som härstammar från rökgasreningen att bindas till flygaskepartiklarna. När flygaskan blandas med cement kan ammoniak avgå som ett resultat av det höga pH som råder i betongens porlösning ($\text{pH} > 11$).

En avgörande faktor för hur omfattande emissioner av ammoniak som uppstår från flygaska är hur stor mängd restammoniak flygaskan innehåller. Undersökningar visar att normalt emitteras eventuell restammoniak i flygaskan relativt snabbt efter gjutning, där huvuddelen av emissionerna sker under den första månaden vid måttliga mängder restammoniak, se t.ex. av t.ex. Rathbone m.fl. (2001), EPRI (2002), Rathbone (2003), Bødker & Pade (2006), Bødker (2006) eller Kim m.fl. (2007). Vid stora mängder restammoniak kan omfattande emissioner av ammoniak uppstå även lång tid efter blandning, se t.ex. Rathbone m.fl. (2001). Således bör mängden restammoniak begränsas i flygaskor avsedda för inblandning i betong för att undvika eventuella problem med emissioner av ammoniak. En utgångspunkt kan vara de rekommendationer som har tagits fram i Nordamerika, se Larrimore (2002) samt Stamataiks (2012), där det sägs att restammoniaken bör begränsas till 100 ppm för att minimera risken för emissioner av ammoniak.

Cement har i vissa fall visat sig kunna ge upphov till emissioner av ammoniak. Ett exempel är de undersökningar som redovisas i Hjellström (2004), där risken för emissioner av ammoniak från olika cement har studerats. Den främsta källan till emissioner av ammoniak visade sig vara vissa malhjälpmedel innehållande kvävehaltiga ämnen, främst aminer. Dock har Hjellström också mätt upp förhöjda emissioner av ammoniak på cementbruk blandade med cement malda utan malhjälpmedel eller med malhjälpmedel utan aminer (t.ex. glykolbaserade malhjälpmedel). Det finns också andra källor till emissioner av ammoniak, t.ex. restammoniak från rökgasreningen och/eller kvävehaltiga ämnen i de material som klinkern sammals med. Dessa resultat förklaras med att de fysikaliska egenskaperna hos cementbruket, t.ex. strukturen på porsystemet, påverkas av typen malhjälpmedel och att detta kan påverka uttorkningsförloppet som i sin tur kan påverka uppkomst av ammoniak. Hjellström har också gjort en uppskattning av hur stor andel av kvävehaltiga ämnen som har brutits ned till ammoniak, vid användning av malhjälpmedel baserade på aminer. Det visar sig att endast en mindre del av föreningarna har brutits ned (upp till 6,5 vikt-%). Detta betyder att det finns stora mängder kvävehaltiga ämnen kvar i cementet.

Dock är dessa föreningar relativt stabila, men det finns ändå en potentiell risk att de bryts ned över tiden med följd att emissioner av ammoniak kan uppstå en lång tid efter att betongen har gjutits. Den bästa åtgärden är därför att undvika malhjälpmedel som är baserade på kvävehaltiga ämnen, t.ex. aminer. Även andra möjliga källor, t.ex. restammoniak från rökgasreningen och/eller kvävehaltiga ämnen i de material som klinkern sammals med, bör också minskas så mycket som det går.

Vissa tillsatsmedel i moderna betonger, som innehåller kvävehaltiga material (t.ex. urea), har visat sig ge upphov till emissioner av ammoniak, se t.ex. Bai m.fl. (2006), Tomoto m.fl. (2009) eller Lindgren (2010). Det finns också undersökningar på äldre betonger där tillsatsmedel har identifierats som källa till emissioner av ammoniak, se t.ex. Sell & Kühne (1967). Ett problem med de undersökningar som finns i litteraturen är att information om betongsammansättning samt detaljer om typ och dosering av tillsatsmedel normalt inte redovisas. Därför är det svårt att uttala sig om mer detaljerat om vilka tillsatsmedel och doseringar som riskerar att ge upphov till emissioner av ammoniak. I vissa länder används dock ibland höga doseringar av kvävehaltiga tillsatsmedel (t.ex. baserade på urea), vilket också förklarar att emissioner av ammoniak har uppstått. För att minska risken för emissioner av ammoniak bör tillsatsmedel som innehåller kvävehaltiga ämnen, t.ex. urea, inte användas i höga doseringar. Det finns också möjlighet att undersöka potentiell risk för uppkomst av ammoniak hos tillsatsmedel genom att exempelvis använda den metod som föreslås i Sell & Kühne (1967), där pH-stickor har använts för att detektera uppkomst av ammoniak (ger förhöjt pH).

En ytterligare källa till emissioner av ammoniak är kvävehaltiga ämnen i ballast. Detta har varit problem i exempelvis Japan där det finns skadefall där ammoniumjoner i lermineral har identifierats som en källa till ammoniak, se t.ex. Kobayashi (2000). Denna typ av ballastmaterial används normalt inte i Sverige och därför bör detta heller inte vara något problem.

Vad gäller betong som används i Sverige bedöms sammanfattningsvis följande delmaterial vara mest troliga för att ammoniak skall kunna uppstå i betong:

- **Bindemedel**, där ammoniak eller andra kvävehaltiga ämnen kan finnas i cement, flygaska eller GGBS. I dagsläget bedöms dock halterna av ammoniak eller andra kvävehaltiga ämnen i de bindemedel som används i Sverige vara så låga att det inte finns någon risk för att emissioner av ammoniak. För att vara på säkra sidan bör mängden ammoniak och andra kvävehaltiga ämnen begränsas till 100-200 ppm i bindemedel.
- **Tillsatsmedel**, där kvävehaltiga material kan finnas i vissa typer av tillsatsmedel. I dagsläget bedöms dock tillsatsmedel som används i Sverige inte innebära någon förhöjd risk för att emissioner av ammoniak skall uppstå.

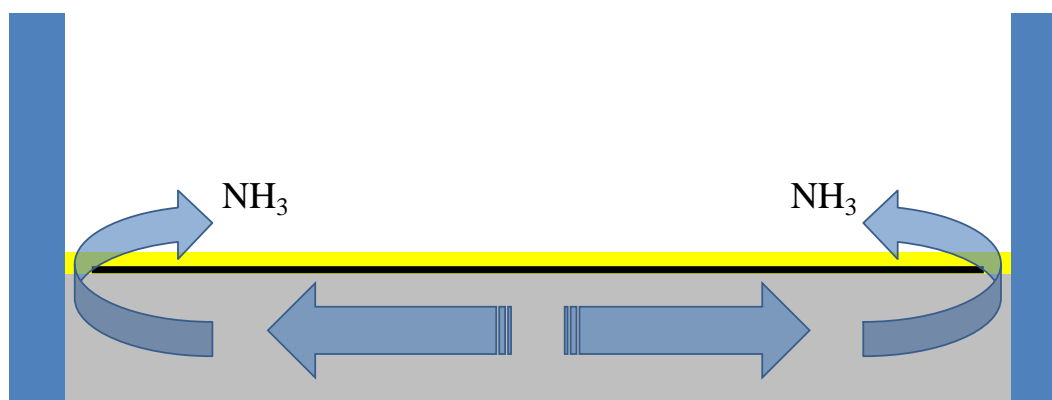
För övriga delmaterial som används i betong i Sverige bedöms det inte finnas någon risk för att emissioner av ammoniak skall kunna uppstå.

Inverkan av byggtekniken – Utformning av golvkonstruktioner

Byggtekniken har visat sig inverka på när problem/skador där emissioner av ammoniak från betong antas vara orsaken. Ett exempel är det problem/skador som rapporteras i Danmark och Sverige som endast förekommer i golvkonstruktioner, där träbaserade golvmaterial, huvudsakligen ekparkett, är lagda direkt på en betongplatta med ett fuktskydd (plastfilm) emellan. Denna konstruktiva utformning möjliggör att träbaserade golvbeläggningar kan läggas på betongplattor även när betongen är relativt fuktig, där fuktskyddets funktion är att skydda

träet mot exponering av för höga fukttillstånd ($RF < 90\%$ enligt AMA Hus). Om fuktskyddet utelämnas måste betongen torkas ned till ett RF som understiget 60% RF, enligt de anvisningar som finns i AMA Hus 11. För att torka ut betong till 60% RF krävs mycket långa uttorkningstider, vilka i praktiken är omöjliga att genomföra.

En faktor som har visat sig vara avgörande för hur en golvkonstruktion med en träbaserad golvbeläggning fungerar är hur väl fuktskyddet som appliceras på betongplattan täcker betongen. För att få ett fullgott skydd måste fuktskyddet täcka hela plattan, dvs. även i anslutningar mellan golvytan och väggar. Det bästa är därför om fuktskyddet även viks upp under lister vid väggar. Skarvar måste också utföras på ett sådant sätt att det inte finns risk för läckage. Om det finns någon glipa i fuktskyddet är risken att fukt och eventuell ammoniak (samt även andra gaser som kan ha bildats) tränger igenom skyddet och exponerar omkringliggande byggnadsmaterial och inomhusmiljön. En ytterligare risk är att det sker en anrikning av ammoniak (och andra gaser eller fukt) under fuktskyddet och där det finns en glipa (t.ex. i anslutning till väggen) kan ammoniaken och andra gaser transporteras igenom. Hur detta kan gå till illustreras i Figur 8.



Figur 8. Illustration över hur ammoniak (och andra gaser eller fukt) transporteras under ett fuktskydd och i anslutning till glipor i fuktskyddet kan höga koncentrationer av ammoniak mätas upp.

Koncentrationerna av ammoniak (och även andra gaser) kan bli höga under fuktskyddet i en konstruktion liknande den i Figur 8, vilket resulterar i att de material som befinner sig runt gliporna i fuktskyddet kan bli utsatta för en omfattande exponering. Det är därför heller inte oväntat att exempelvis ekparkett blir missfärgat just i anslutning till gliporna, eftersom koncentration av ammoniak troligen vida överstiger kritiska nivåer för att ekträ skall bli missfärgat. Detta är också vad som har rapporterats i vissa skadefall där just ändträet på ekparkett har blivit missfärgat som ett resultat av exponering för ammoniak i anslutning till glipor i det underliggande fuktskyddet.

Vid större glipor i fuktskyddet eller om fuktskyddet utelämnas helt blir inte koncentrationerna av ammoniak så höga och därför heller inte eventuella missfärgningar av trä så omfattande. Det kan däremot vara så att eventuell missfärgning främst sker på undersidan av parketten i de områden där fuktskyddet saknas, men att exponeringen för ammoniak är så pass liten att missfärgningen inte syns på ovasidan. Dock är det ingen bra idé att utelämna fuktskyddet om träbaserade golvbeläggningar används, eftersom träbaserade material är känsliga för exponering av fukt (om $RF > 80-85\%$ finns det risk för mikrobiell påväxt).

Andra inverkan­de faktorer – problem/skador

En svårighet med att bestämma orsaker till problem/skador med inomhusmiljön och/eller på omkringliggande material är att dessa oftast har mer än en orsak. Orsakssambanden mellan konstaterade problem/skador och observationer i konstruktionen, t.ex. mätningar av fukt samt emissioner av olika gaser, är heller inte helt klara. Dessutom är inte kritiska nivåer för när problem/skador orsakade av ammoniak börjar uppstå helt klarlagda. Detta betyder att även om förhöjda koncentrationer av ammoniak, eller något annat ämne, har mätts upp är det inte säkert att detta är enda orsaken till observerade problem/skador.

När problem med inomhusmiljön förekommer mäts ofta höga fukttillstånd upp tillsammans med förhöjda koncentrationer av exempelvis ammoniak (och även andra gaser), där fukten i många fall är en förutsättning för att gaserna skall bildas. Det som gör bedömningen av orsak till skador komplicerad är att i många fall uppstår problem/skador som påminner om varandra vid exponering för fukt och olika typer av gaser. Exempelvis missfärgningar på trä, liknande de som exponering för ammoniak kan orsaka, kan också orsakas av exponering för fukt. Fukt medför också att mikrobiell påväxt kan uppstå, som i sin tur kan orsaka missfärgningar. Detta betyder att försiktighet bör vidtas när orsaker till problem/skador skall bestämmas, även om förhöjda koncentrationer av vissa ämnen har mätts upp, eftersom det oftast finns mer än en orsak till problem/skador.

AVSLUTANDE KOMMENTARER OCH REKOMMENDATIONER

Avslutande kommentarer

Resultaten från detta projekt visar att problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak från betong är mycket begränsade. Problem/skador förekommer sällan och i de fall de förekommer är omfattningen mycket liten. Exempelvis i de fall där ekparkett har missfärgats, förekommer missfärgningar i ändträet på ett fåtal plankor i ett rum i en lägenhet i en byggnad med ett flertal lägenheter (oftast vid genomföringar). Dessutom inverkar i många fall också annat, t.ex. fukt och/eller emissioner av andra gaser, vilket medför att inte enbart emissioner av ammoniak är orsaken till observerade problem/skador. De fall med problem/skador som har konstaterats förekommer främst från speciella betongsammansättningar (innehållande kvävehaltiga ämnen) eller när vissa konstruktionsutformningar (golvbeläggningar av ekparkett med underliggande fuktskydd) har använts.

Problem/skador där orsaken har identifierats som emissioner av ammoniak från betong förefaller också vara regionala. I litteraturen finns en handfull skadefall rapporterade från Danmark, Finland och Sverige, Japan samt Kina. Det finns vissa skillnader mellan skadefallen, där fallen från Danmark, Finland och Sverige främst förekommer i golvkonstruktioner med träbaserade golvbeläggning medan fallen från Japan samt Kina förekommer i konstruktioner med speciella betongsammansättningar (höga doseringar av vissa kvävehaltiga tillsatsmedel, kvävehaltiga ballastmaterial samt användning av vissa bindemedel). Källorna till emissioner av ammoniak varierar också där de i Danmark, Finland och Sverige främst sägs vara använda bindemedel medan de i Japan och Kina sägs vara t.ex. bindemedel, tillsatsmedel och/eller ballastmaterial.

I litteraturen redovisas det inte så mycket undersökningar om problem/skador relaterade till emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner (och även andra betongkonstruktioner). En förklaring kan vara att dessa problem/skador inte är något som förekommer speciellt ofta utan de uppstår som ett resultat av en olycklig kombination av olämplig konstruktiv utformning, användning av betong med delmaterial som innehåller kvävehaltiga ämnen samt olämpligt utförandet. En stor del av de undersökningar som finns i litteraturen eller skadeutredningar är också gjorda med inriktning på att lösa problem med inomhusmiljön, där bakomliggande mekanismer endast berörs översiktligt. I många fall utelämnas också information om uppbyggnad av golvkonstruktioner och/eller betongsammansättningar, vilket gör det svårt att identifiera någon orsak till problem/skador. En förklaring är att syftet med de flesta undersökningar främst har varit att påvisa vad orsaken till observerade problem/skador kan vara och inte utreda fullständiga orsakssamband. Dessutom är många utredningar gjorda med en medicinsk infallsvinkel, där syftet främst har varit att utreda eventuella hälsoproblem och inte materialproblem.

Den genomförda enkätundersökningen visar att problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak främst förekommer i flerbostadshus och där ekparkett (på underliggande fuktskydd) har använts som golvbeläggning. Problem/skador har uppstått antingen med inomhusmiljön (som främst yttrar sig som dålig lukt) eller på omkringliggande byggnadsmaterial (som främst yttrar sig som missfärgningar på ekträ). Det verkar som problem/skador är något som endast förekommer i nyare byggnader. Fallen i enkäten kommer från relativt nya byggnader, uppförda under 2000-talet och upp till ca 10 år färdigställande. Det finns en tydlig avgränsning i ålder på byggnaderna, där samtliga byggnader med problem/skador är uppförda före 2008 (betonggjutning). Det finns inga skador rapporterade från byggnader som är uppförda efter 2008!

Betongkvaliteterna har varit normala ”husbyggnadsbetonger”, dvs. $v_{ct} \approx 0,45-0,60$, och tjockleken på golvkonstruktionerna med problem/skador har varit 150-300 mm (tjocklek på platsgjutet betong 150-230 mm).

De undersökningar som har gjorts i laboratorium visar att för ”normala” betonger som i dagsläget används för golvkonstruktioner i Sverige finns det ingen risk för missfärgning av ek orsakade av emissioner av ammoniak. För att emissioner av ammoniak från betong skall kunna missfärga ekbitar krävs ”extrema” betonger med höga halter av kvävehaltiga ämnen och höga fuktillstånd. I genomförda undersökningar var det bara en betongsammansättning, där extra kvävehaltiga ämnen satts till i form av ammoniumsulfat, som ekbitar missfärgades och då bara när RF var högre än 97 % RF.

Rekommendationer

Vad gäller betong som används i Sverige bedöms följande delmaterial vara mest troliga för att ammoniak skall kunna uppstå i betong:

- **Bindemedel**, där ammoniak eller andra kvävehaltiga ämnen kan finnas i cement, flygaska eller GGBS. I dagsläget bedöms dock halterna av ammoniak eller andra kvävehaltiga ämnen i de bindemedel som används vara så låga att det inte finns någon risk för att emissioner av ammoniak. För att vara på säkra sidan bör mängden ammoniak och andra kvävehaltiga ämnen begränsas till 100 ppm i bindemedel.
- **Tillsatsmedel**, där kvävehaltiga material kan finnas i vissa typer av tillsatsmedel. I dagsläget bedöms dock tillsatsmedel inte innebära någon förhöjd risk för att emissioner av ammoniak skall uppstå.

För övriga delmaterial som används i betong i Sverige bedöms det inte finnas någon risk för att emissioner av ammoniak skall kunna uppstå.

För att undvika att eventuella problem med emissioner av ammoniak uppstår finns det några olika tillvägagångssätt. Det mest effektiva sättet att undvika eventuella problem med emissioner av ammoniak är att begränsa halterna av potentiellt reaktiva ämnen i betongens delmaterial. Dessutom bör krav ställas på maximala fuktillstånd i betongen innan ytskikt appliceras. Vidare kan mindre känsliga material användas i konstruktioner för att undvika skador, t.ex. missfärgning.

Vad gäller begränsning av potentiellt reaktiva ämnen i betongens delmaterial bör krav ställas på maximala halter av restammoniak i cement och flygaska eller på innehåll av kvävehaltiga ämnen i tillsatsmedel. Exempel på sådana begränsningar ges nedan:

- **Cement, flygaska och GGBS för användning i betong**, där innehållet av restammoniak (från exempelvis rökgasreningen) bör begränsas. En utgångspunkt kan vara de rekommendationer som har tagits fram i Nordamerika, se Larrimore (2002) samt Stamataiks (2012), där restammoniaken begränsas till 100 ppm. Det föreslås att samma begränsning används för cement, flygaska och GGBS för användning i betong i Sverige.
- **Tillsatsmedel**, där innehållet av kvävehaltiga ämnen bör begränsas. I litteraturen finns inga uppgifter om lämpliga gränsvärden på innehåll av kvävehaltiga ämnen i tillsatsmedel. För att minska risken för emissioner av ammoniak bör tillsatsmedel som innehåller kvävehaltiga ämnen, t.ex. urea, inte användas i höga doseringar. Det finns

också möjlighet att undersöka potentiell risk för uppkomst av ammoniak hos tillsatsmedel genom att exempelvis använda den metod som föreslås i Sell & Kühne (1967).

- **Övriga delmaterial**, där innehållet av kvävehaltiga ämnen bör också begränsas. I litteraturen finns inga uppgifter om lämpliga gränsvärden på innehåll av kvävehaltiga ämnen i övriga delmaterial. Om det finns misstanke om att något övrigt delmaterial innehåller kvävehaltiga ämnen, bör detta inte användas.

Förutom att minska mängden av potentiellt reaktiva ämnen i betongens delmaterial är fuktillståndet i betongen vid applicering av täta ytskikt en väsentlig faktor för emissioner av ammoniak. En del av de problem med emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner som har observerats kan hänföras till att tätskikt har applicerats när betongen har varit för fuktig. För att undvika detta föreslås därför att betongen tillåts torka ut tillräckligt mycket innan tätskikt appliceras. I AMA Hus 11 är acceptabelt RF i betongen 90 % (mot 95 % RF enligt AMA Hus 08). Resultaten som presenteras i denna rapport visar att ammoniak kan bildas i betong vid 75-85 % RF och därför ännu lägre acceptable fuktillstånd användas, t.ex. 85 % RF.

Ett annat sätt att undvika eller åtminstone minska risken för skador på omkringliggande byggnadsmaterial är att använda mindre känsliga material. I samtliga skador på omkringliggande byggnadsmaterial har ekparkett, som är ett tanninrikt träslag, blivit missfärgad. Det är väl dokumenterat att tanninrika träslag är känsliga för exponering för ammoniak och ett sätt att undvika skador på omgivande byggnadsmaterial är därför att använda material som är mindre känsliga för ammoniak. Om sådana golvbeläggningar används blir det troligen inte heller några missfärgningar om emissioner av ammoniak förekommer.

För att undvika problem med inomhusmiljön bör det tillgodose att ventilationen är god (så att eventuella emissioner av ammoniak och andra gaser ventileras bort).

FÖRSLAG PÅ FORTSATTA STUDIER

Följande föreslås för fortsatta studier:

- Ytterligare kvantifiera kritiska tillstånd rörande t.ex. koncentration av ammoniak och fuktillstånd för uppkomst av problem/skador. I dagsläget finns det oklarheter kring kritiska tillstånd för problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak.
- Fortsätta att studera potentiell risk med olika delmaterial för att bättre identifiera kritiska gränser vad gäller innehåll av olika kvävehaltiga ämnen.
- Fortsatt utveckling av en enkel provningsmetod för att utskilja potentiellt reaktiva delmaterial. Ytterligare kvantifiera acceptabla nivåer på innehåll av potentiellt reaktiva ämnen i bindemedel (cement och flygaska) samt tillsatsmedel. En sådan metod kan förslagsvis vara baserad på användning av någon form av indikator för att påvisa om ammoniak har bildats (t.ex. en ekbit).
- Fältstudie där mer utförliga undersökningar görs av konstruktioner där problem/skador orsakade av emissioner av ammoniak har konstaterats. Exempel på sådant som kan undersökas mer i detalj är:
 - Utförande av konstruktionen? Hur är fuktskyddet applicerat?
 - Betong (vilken sammansättning har använts och hur är utförandet gjort?).
 - Sammanställning av observerade problem/skador.
 - Mätning av relevanta faktorer, t.ex. fukt, ammoniak, andra gaser.
 - Analys av insamlade data.

REFERENSER

- AMA Hus 08, Allmän material- och arbetsbeskrivning för husbyggnadsarbeten, Svensk Byggtjänst, Stockholm, 2008.
- AMA Hus 11, Allmän material- och arbetsbeskrivning för husbyggnadsarbeten, Svensk Byggtjänst, Stockholm, 2011.
- Andersen, U. (2009), Entreprenører opgiver egetræsgulve: Betonen gør dem sorte, artikel i *Ingeniøren Byggeri* (<http://ing.dk/byggeri>), København, 2009.
- Arbetsmiljöverket (2011), Hygieniska gränsvärden - Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden, Arbetsmiljöverkets författningssamling, AFS 2011:18, Stockholm, 2011.
- Arnoldsson, J. (2012), Muntlig kommunikation.
- Bai, H., Biswas, P. & Keener, T.C. (1992), Particle Formation by NH₃-SO₂ Reactions at Trace Water Conditions, *Industrial & engineering chemistry research*, Vol. 31, sid. 88-94, 1992.
- Bai, Z., Dong, Y., Wang, Z. & Zhu, T. (2006), Emission of ammonia from indoor concrete wall and assessment of human exposure, *Environment International*, Vol. 32, sid. 303-311, 2006.
- Bai, Z.-P., Wang, Z.-S., Jia, C.-R., Zhang, L.-Z. & Zhu, T. (2003), Studies on the Emission Rule of Ammonia from Indoor Concrete Wall using Environmental Chamber, *China Environmental Science*, Vol. 23, sid. 117-121, 2003.
- Betonghandbok – Material (1994), utgåva 2, red. C. Ljungkrantz, G. Möller & N. Petersons, Svensk Byggtjänst, Stockholm, 1994. 1127 sid.
- Bittner, J., Gasiorowski S. & Hrach, F. (2001), Removing ammonia from fly ash, artikel publicerad vid *2001 International Ash Utilization Symposium*, Paper #15, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2001.
- Bittner, J.D., Gasiorowski, S.A. & Hrach, F.J. (2009), Fly Ash Carbon Separation and Ammonia Removal at Tampa Electric Big Bend, artikel publicerad vid *2009 World of Coal Ash (WOCA)*, 2009.
- Butler, S.R. (2011), Testing the Ammonia Content of Class F Fly Ash, artikel publicerad vid *2011 World of Coal Ash (WOCA) Conference*, 9-12 Maj, Denver, 2011.
- Bødker, J. & Pade, C. (2006), Ammoniak i flyveaske – Bestemmelse af afdampningshastigheden, Byggeri, Teknologisk Institut, Taastrup, 2006.
- Bødker, J. (2006), Ammoniak i flygaska – Vägledning för betongtillverkare, Byggeri, Teknologisk Institut, Taastrup, 2006.
- Cardone, C., Kim, A. & Schroeder, K. (2005), Release of Ammonia from SCR/SNCR Fly Ashes, abstract från *2005 World of Coal Ash (WOCA)*, 2005.
- Clean Coal Technology (1997), Control of Nitrogen Oxide Emissions: Selective Catalytic Reduction (SCR), *Clean Coal Technology*, Topical Report Number 9, U.S. Department of Energy and Southern Company Services, Juli 1997.
- Dagerholm, A. & Magnusson, J. (2010), Ammoniak i betong – Ett nytt fuktproblem?, Examensarbete, Kungliga Tekniska Högskolan Campus Haninge, Haninge, 2010.
- EPRI (1998), Investigations of ammonia adsorption on fly ash – Interim report, Report GC-112172, , Electric Power Research Institute (EPRI), 1998.
- EPRI (2002), Behavior of Ammoniated Fly Ash – Effects of Ammonia on Fly Ash Handling, Disposal, and End-Use, Report 1003981, Electric Power Research Institute (EPRI), 2002.
- Fisher, B.C., Blackstock, T. & Hauke, D. (1997), Fly ash Beneficiation using an Ammonia Stripping Process, artikel publicerad vid *12th International Symposium on Coal Combustion By-Products Management and use*, Paper #65, Orlando, 1997.

FOI (2012), Sammanställning av skadlighet hos toxiskt kondenserande gaser. Tillgänglig på: http://www.faktasamlingcbrn.foi.se/filer/c_sidor/2/3.html. Hämtad 2012-09-05.

GB 50325-2011, Code for Indoor Environmental Pollution Control of Civil Building Engineering, Kinesisk standard GB 50325-2011, 2011.

Giampa, V.M. (2000), Ammonia Removal from Fly Ash by Carbon Burn-Out, informationsmaterial från *Progress Materials* (tillgängligt på <http://www.pmiash.com/>), St. Petersburg, 2000.

Hjellström, T. (2004), Chemical Emissions from Concrete, Rapport TVBM-3144, Avdelningen för byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola, Lund, 2004.

Hjuler, K. & Dam-Johansen, K. (1992), Mechanism and Kinetic of the Reaction between Sulfur Dioxide and Ammonia in Flue Gas, *Industrial & engineering chemistry research*, Vol. 31, sid. 2110-2118, 1992.

Jensen, B. & Wolkoff, P. (1996), VOCBASE: Odour thresholds, mucous membrane irritation thresholds and physic-chemical parameters of volatile organic compounds, National Institute of Occupational Health in Denmark, Lyngby, 1996.

Järnström, H., Saarela, K., Kalliokoski, P. & Pasanen, A.-L. (2006), Reference values for indoor air pollutant concentrations in new, residential building in Finland, *Atmospheric Environment*, Vol. 40, sid. 7178-7191, 2006.

Kim, J. K., Cho, S. D., Lee, H. D. & Kim, S. C. (2007), Effect of Ammonia Concentration on the Utilization of ACFA (Ammonia Contaminated Fly Ash) as an Additive in Mortar and Concrete Mixture, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, Vol. 13, sid. 932-938, 2007.

Kobayashi, K. (2000), Ammonia Generation from Concrete and Countermeasures, *Concrete Journal*, Vol. 38, sid. 22-28, 2000.

Koch, H.-J., & Prenzel, H. (1989), Versuche über Geruchsentwicklungen beim Frischestrich mit NH₃ befrachteter Flugasche, *Concrete Precasting Plant and Technology*, sid. 72-75, 1989.

Kurosaka, I. (2002). Architectural Planning of Museum for Protecting Art against Indoor Air Pollutants, *Bunkazai Hozon Shufuku Gakkaishi*, Vol. 46, sid 114-122, 2002.

Larrimore, L. (2002), Effects of ammonia from post-combustion NO_x control on ash handling and use, *Fuel Chemistry Division Preprints*, Vol. 47, sid. 832-833, 2002.

Levy, E.K. (2001), Ammonia Removal From Fly Ash in a Bubbling Fluidized Bed, Projekt 99-ECE16, Energy Research Center, Lehigh University, Betlehem, 2001.

Lindgren, T. (2010), A case of indoor air pollution of ammonia emitted from concrete in a newly built office in Beijing, *Building and Environment*, Vol. 45, sid. 596-600, 2010.

Liu, J. & Liu, G.-Q. (2005), Some Indoor Air Quality Problems and Measures to Control Them in China, *Indoor and Built Environment*, Vol. 14, sid. 75-81, 2005.

Mitani, H., Iwanami, H., Kubota, T., Obayashi, C., Hori, N. & Kawachi, T. (1966), Development of an Discharged Ammonia Vapor Influence-cidal Construction Method for Museums and Art Galleries, *Obayashigumi Gijutsu Kenkyushoho*, Vol. 53, sid 99-103, 1966.

Nilsson, L.-O. (1984), Fukt i flytspackel, kapitel i *Fuktgruppen informerar 1984:1 – Verksamheten 1981-84*, Fuktgruppen vid LTH, Lunds Tekniska Högskola, Lund, sid. 27-36, 1984.

Nilsson, L.-O. (2006), Fuktpåverkan på material – Kritiska fuktnivåer, Formas, Stockholm, 2006.

Nordström, K., Norbäck, D. & Wieslander, G. (1999), Subjective Indoor Air Quality in Geriatric Hospitals, *Indoor and Built Environment*, Vol. 8, sid. 49-57, 1999.

Rathbone, B. (2003), Ammoniated fly ash, Projektbeskrivning, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2003.

Rathbone, R.F. & Majors, R.K. (2003), Techniques for Measuring Ammonia In Fly Ash, Mortar, and

Concrete, artikel publicerad vid *2003 International Ash Utilization Symposium*, Paper #98, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2003.

Rathbone, R.F. & Robl, T.L. (2003), A Study of the Effects of Post-Combustion Ammonia Injection on Fly Ash Quality: Characterization of Ammonia Release from Concrete and Mortars Containing Fly Ash as a Pozzolanic Admixture, Final Report, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2003.

Rathbone, R.F., Tyra, M.A. & Harper, L. (2001), Rates of Ammonia Loss from Mortar, artikel publicerad vid *2001 International Ash Utilization Symposium*, Paper #72, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2001.

Rubel, A.M. (2002), Forms of ammonia on SCR, SNCR, and FGC combustion ashes, *Fuel Chemistry Division Preprints*, Vol. 47, sid. 834-835, 2002.

Rubel, A.M., Rathbone, R.F. & Stencel, J.M. (2001), Thermal Characteristics of Ammonia Release from Combustion Ash, artikel publicerad vid *2001 International Ash Utilization Symposium*, Paper #39, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2001.

Sear, L.K.A & Guest, J. (2012), Ammonia in PFA and cementitious products manufacture, artikel publicerad vid *2012 Concrete in the Low Carbon Era*, Dundee University, 2012.

Sell, J. & Kühne, H. (1967), Verfäbrung von Eichenparkett durch Zusatzmittel für Beton, *Hoch- und Tiefbau*, Vol. 66, sid. 541-547. 1967.

Sjöberg, A. (2001), Secondary emissions from concrete floors with bonded flooring materials – effect of alkaline hydrolysis and stored decomposition products, Publication P-01:2, Department of Building Materials, Chalmers University of Technology, Göteborg, 2001.

Spanka, G., & Thielen, G. (1999), Freisetzung flüchtiger Substanzen aus zementgebundenen Bauprodukten (Teil 2), *Beton*, Vol. 3, sid. 173-177, 1999.

Stamatakis, P. (2012), Ammonia adsorption on ash, *White Paper – Confidential and Proprietary*, FuelTech, February 2012.

Thomas Cement (2013), Muntlig kommunikation.

Tomoto, T., Moriyoshi, A., Sakai, K., Shibata, E. & Kamijima, M. (2009), Identification of the sources of organic compounds that decalcify cement concrete and generate alcohols and ammonia gases, *Building and Environment*, Vol. 44, sid. 2000-2005, 2009.

Tyra, M: & Robl, T. (2001), Research in Ammonia Diffusivity in Portland Cement Based Mixes, artikel publicerad vid *2001 International Ash Utilization Symposium*, Paper #100, Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, 2001.