



Byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar

Techniques to reduce ammonia emissions from animal houses

Knut-Håkan Jeppsson

Gösta Gustafsson

Lantbrukets byggnadsteknik

Department of Rural Buildings

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap

Rapport 2009:12

ISSN 1654-5427

ISBN 978-91-86373-00-9

Alnarp 2009



LANDSKAP TRÄDGÅRD JORDBRUK

Rapportserie

Byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar

Techniques to reduce ammonia emissions from animal houses

Knut-Håkan Jeppsson

Gösta Gustafsson

Lantbrukets byggnadsteknik

Department of Rural Buildings

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap

Rapport 2009:12

ISSN 1654-5427

ISBN 978-91-86373-00-9

Alnarp 2009

FÖRORD

Kvävenedfallet i Sverige består av nitratkväve och ammoniumkväve till ungefär lika stora delar. Jordbrukssektorn svarar för ca 90% av ammoniakutsläppen. Ammoniakemission från jordbruket är förutom en belastning för den yttre miljön även en förlust av kväve från gårdens växtnäringsbalans. Dessutom bidrar kvävenedfallet till att växthusgasen lustgas bildas i marken. I ett av Sveriges miljömål, ”Ingen övergödning” behandlas ammoniakutsläppen. Det nationella delmålet att sänka utsläppen av ammoniak med 15% senast år 2010 från 1995 års nivå har uppnåtts av jordbrukssektorn. I Blekinge och Skåne, där kvävenedfallet är högst, har länsstyrelserna satt målet om en 20% minskning av ammoniakutsläppen mellan 1995 och 2010. Dessa mål beräknas också ha uppnåtts. Minskningen inom jordbrukssektorn beror framförallt på att antalet nötkreatur och fjäderfän har minskat men beror även på omställning från fastgödsel- till flytgödselhantering samt lägre lagrings och spridningsförluster.

I en utvärdering om miljömålen föreslås att utsläppen av ammoniak i Sverige senast år 2015 ska ha minskat med 13% från 2005 års nivå. Samhällets ställer alltså fortlöpande krav på jordbrukssektorn att ta fram åtgärder för lägre ammoniakemissioner.

Detta projekt har behandlat byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar och innehåller en inventering av nationell och internationell forskning och utveckling inom området. Inventeringen behandlar inte foder och utfodring utan begränsar sig till det som kan göras i stallet efter att träck och urin lämnat djuren. Målgruppen är lantbrukare, rådgivare, myndigheter samt byggföretag.

Projektet har utförts av AgrD Knut-Håkan Jeppsson och statsagronom Gösta Gustafsson samt har finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning.

Alnarp i juni 2009

Gösta Gustafsson

Statsagronom

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	10
SUMMARY	12
1 BAKGRUND	14
1.1 Ammoniakemission i Sverige	14
1.2 Miljömål för ammoniak	14
1.3 Bestämmelser för minskad ammoniakemission från stallgödsel	16
1.4 Djur- och arbetsmiljö	16
1.5 Växthusgaser	17
1.6 Internationella överenskommelser	18
1.7 Internationellt arbete	19
1.8 Avgränsningar	20
2 FAKTORER SOM PÅVERKAR AMMONIAKEMISSIONEN	21
2.1 Hur ammoniak bildas och avges	21
2.2 Faktorer som påverkar ammoniakemissionen	22
2.2.1 Mängd kväve i gödseln	23
2.2.2 Gödseltemperatur	24
2.2.3 Enzymaktivitet	25
2.2.4 pH i gödseln	26
2.2.5 Adsorbering av ammoniak och ammonium	26
2.2.6 Syre- och vatteninnehåll i gödseln	27
2.2.7 C/N-kvot i gödseln	28
2.2.8 Gödselbemängd area	29
2.2.9 Exponeringstid	30
2.2.10 Luftens temperatur	31
2.2.11 Luftflöde	32
2.2.12 Lufthastighet	32
2.2.13 Luftrörelser i stallet	33
3 ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR NÖTKREATUR	34
3.1 Nötkreatur i lösdrift – liggbås	34
3.1.1 Gödselbemängd area	34
3.1.2 Spaltgolv eller helt golv	35
3.1.3 Utformning av helt golv	36
3.1.4 Utgödslingsintervall, skrapning, spolning	37
3.1.5 Lägre lufttemperatur i stallet	38
3.1.6 Utformning av ventilationssystem	38
3.2 Nötkreatur i lösdrift– djupströbbädd	39
3.2.1 Mängden strömedel	39
3.2.2 Tillsats av torv	40
3.2.3 Strömedlets hackselängd	40
3.2.4 Gödselgång längs foderbordet	40
3.3 Uppbundna nötkreatur	41
3.3.1 Gödselbemängd area	41

3.3.2	Utformning av gödselränna och urindränering	42
3.3.3	Kylning av gödseln i gödselrännan	43
3.3.4	Lägre lufttemperatur i stallet	43
3.3.5	Utformning av ventilationssystem	43
3.4	Andra inhysningssystem	44
3.5	Utomhusytor och betesgång	44
4	ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR GRISAR	46
4.1	Boxar med dränerande golv	47
4.1.1	Gödselbemängd area i boxarna	48
4.1.2	Gödselbemängd area i gödselkulverten	49
4.1.3	Spaltgolv	50
4.1.4	Utgödslingsintervall	50
4.1.5	Strömedel	50
4.1.6	Kylning av gödseln	50
4.1.7	Stallklimat	51
4.1.8	Utformning av ventilationssystem	51
4.2	Ströbäddsboxar	52
4.2.1	Mängden strömedel	52
4.2.2	Tillsats av torv	53
4.2.3	Strömedlets hackelselängd	53
4.3	Utomhusytor	54
5	ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR FJÄDERFÄ	55
5.1	Värphönsstall med inredda burar	55
5.2	Värphönsstall med frigående höns	56
5.2.1	Lagring av gödsel i ströbädd respektive gödselbinge	56
5.2.2	Strömedel	58
5.2.3	Gödselgasventilation	58
5.3	Slaktkycklingstallar	59
5.3.1	Torkning av ströbädden med golvvärme	60
5.3.2	Torkning av ströbädden med varm luft från stallet	60
5.3.3	Värmning och kylning av golv	61
6	TILLSATSMEDEL	62
6.1	pH-sänkande medel	62
6.1.1	Syror	62
6.1.2	Salter	62
6.1.3	Lättillgängligt kol	63
6.2	Adsorberande medel	63
6.3	Enzyminhibatorer (ureas, urecase)	64
6.4	Nedbrytningsfrämjande tillsatsmedel	64
7	RENING AV FRÅNLUFTEN	65
7.1	Biofilter	65
7.1.1	Olika typer av biofilter	65
7.1.2	Mikrobiell aktivitet i biofilter	66
7.1.4	Filtermaterial	66
7.1.5	Luftens uppehållstid i bädden	68
7.1.6	Tryckfall	68

7.1.7	Vattenhalt i biofilter	68
7.1.8	Biofiltrets djup	69
7.1.8	Temperaturens inverkan på biobädden	69
7.1.9	Nedbrytning av filtermaterialet	69
7.1.10	Underhåll	70
7.2	Skrubber	70
7.2.1	Kemisk skrubber	72
7.2.2	Bioskrubber	72
7.2.3	Kombinerade luftrenare	72
8	DISKUSSION	73
9	FORTSATT FORSKNING OCH UTVECKLING	77
10	LITTERATURFÖRTECKNING	78

SAMMANFATTNING

Utsläpp av ammoniak bidrar till övergödning och försurning av känsliga ekosystem via långväga transport i atmosfären. Ammoniakavgången från jordbruket är förutom en belastning för den yttre miljön även en förlust av kväve från gårdens växtnärbalans. Ungefär 20% av ammoniakemissionen från jordbruket släpps ut från djurstallarna. Projektets syfte var att inventera internationella lösningar för att minska ammoniakemissionen från nöt-, svin- och fjäderfästallar samt att arbeta fram ett informationsmaterial.

Ammoniakemission från gödsel påverkas av ett antal faktorer. Kunskap om hur de olika faktorerna påverkar ammoniakemissionen ökar förståelsen för de åtgärder som kan göras. Faktorerna påverkar inte bara ammoniakemissionen från stallet utan även ammoniakkoncentrationen i stallet vilket har betydelse för arbets- och djurmiljön.

Sju faktorer beskriver de förhållanden i gödseln som påverkar ammoniakemissionen; mängden kväve i gödseln, gödseltemperaturen, gödselns pH, enzymaktivitet på golvytorna, C/N-kvot i gödseln, adsorption av ammoniak och ammonium i strömedel samt syreinhåll/vatteninhåll i gödseln. Exempel på åtgärder som bygger på faktorer i gödseln är urindränering, kylning av gödseln, sänka pH i gödseln, torv i djupströbäddar samt torkning av fjäderfägödsel.

Två faktorer behandlar gränssnittet mellan gödsel och luft; gödselbemängd area och exponeringstid. Exempel på åtgärder som bygger på faktorer i gränssnittet mellan gödsel och luft är att minska gödselarean samt urindränering som snabbt för ut urinen ur stallet.

Fyra faktorer beskriver de förhållanden i luften som påverkar ammoniakemissionen; luftrörelser, lufthastighet, luftflöde och lufttemperatur. Luftrörelser och lufthastighet påverkar luftskiktet närmast gödselytan. Exempel på åtgärder är att förhindra luftläckage in genom utgödslingen samt att kyla inkommande luft under sommaren.

Svenska inhysningssystem- och gödselhanteringssystem skiljer sig i vissa avseenden från utländska på grund av tradition, klimat och djurvälstånd. Detta gör att en del av de åtgärder som rekommenderas utanför Sverige inte kan användas i våra system. Samtidigt har många av de svenska systemen lägre ammoniakemission än de traditionella systemen i andra länder, exempelvis boxar med delvis spaltgolv för slaktgris och mekaniska skrapor jämfört med boxar med helspalt och lagring av gödsel under spaltgolvet.

Det saknas uppgifter på ammoniakemission från ett flertal inhysningssystem i Sverige. Att använda utländska forskningsresultat innebär en stor osäkerhet. Ett annorlunda klimat och andra foderstater kan göra att ammoniakemissionen från utländska djurstallar skiljer sig från svenska djurstallar. Inhysnings- och gödselhanteringssystem i Sverige är för en del produktionsgrenar dessutom olika de utländska systemen. Eftersom utvecklingen inom animalieproduktionen i ett flertal länder i Europa bland annat går mot bättre djurmiljö är det även av internationellt intresse att ta fram säkra emissionsfaktorer för svenska djurstallar. Samtidigt bör emissionen av växthusgaser bestämmas eftersom inhysningssystem i framtiden kommer att värderas efter en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön.

Efter inventeringen har följande åtgärder bedömts ha störst potential vid ombygge eller nybygge;

Djurstall för nötkreatur:

- Planera och utforma stallet så att det blir liten gödselbemängd area. Exempelvis ger 15% reducering av gödselgångens area ca 20% lägre ammoniakemission.
- Utforma helt golv med 3% lutning mot urindränning i mitten av gödselgången. Jämfört med ingen lutning och urindränning ger det 50% lägre ammoniakemission.
- Frekvent rengöring av spaltgolvet med skrapa i kombination med spolning. Ammoniakemissionen minskar med ca 15% men vattenförbrukningen, 20 l per ko och dag, ökar behovet av lagringsvolym på gödselbehållaren.
- Urindränning samt kylning av gödseln i gödselrännor i stall för uppbundna djur. Kylning med grundvatten minskar ammoniakemissionen med ca 20%, med värmepump blir effekten större.
- Utforma djupströbäddsystem med gödselgång längs foderbordet.

Djurstall för grisar:

- Planera för bra boxfunktion och rena boxar. Ammoniakemissionen kan reduceras med ca 20% om spaltgolvsarean minskas från 40% till 25% av boxarean.
- Minska den gödselbemängda arean i gödselkylvertarna genom att göra dem V-formade med sluttande väggar. Behöver testas och utvärderas i svenska stallar.
- Kyla gödseln i kylvertarna med värmepump och kylslingor. Genom att sänka gödseltemperaturen med 5 °C minskar ammoniakemissionen med ca 30%.
- Rena stalluften med biofilter eller skrubber. Biofilter minskar ammoniakemissionen med ca 65%, kemisk skrubber ca 95% och bioskrubber med ca 70% om all luft renas. Genom att rena minimiventilationen (ca 30% av frånluftkapaciteten) minskas ammoniakemissionen med 40% om luftrenarens effektivitet är ca 50%.
- Utforma djupströbäddsystem för sinsuggor med kombinerade golvytor.

Djurstall för fjäderfä:

- Torkning av gödseln på gödselmattorna reducerar ammoniakemissionen med ca 50%.
- Utgödsling av gödselbinge med gödselmatta i system med frigående höns.
- Golv under ströbädd isoleras och konstrueras så att inte fukt tränger upp underifrån.
- Tillsatsvärme vintertid i stallar med frigående höns.
- Golvvärme i slaktkycklingstall minskar ammoniakemissionen med 50%.
- Rena stalluften med biofilter eller skrubber (se ovan).

SUMMARY

Ammonia emission contributes to the nitrogen eutrophication and acidification of ecosystems by long range atmospheric transport. In addition to the affect on the environment, ammonia emission from agriculture is a loss from the nitrogen balance at farm level. About 20% of the ammonia emission from Swedish agriculture origin from the animal houses. The objective of this project was to review international and national techniques to reduce ammonia emission from animal houses for cattle, pigs and poultry and to prepare an information material.

Ammonia emission from manure is affected by different factors. Knowledge about how these factors affect the emission increases the understanding for the possible abatement measures. The factors not only affect the ammonia emission from the animal house but also influence the release inside the house affecting the working and animal environment by reducing the ammonia concentration.

Seven factors concern the conditions of the manure that affects the ammonia emission; nitrogen content in the manure, manure temperature, pH of the manure, urease activity, C/N ratio of the manure, adsorption of ammoniacal nitrogen and the availability of oxygen. Examples of measures that are based on the manure conditions are urine drainage reducing the nitrogen content, manure cooling, reducing the pH in the manure, using peat as bedding material in deep litter and drying poultry manure.

Two factors concern the relation between manure and air; manure surface area and storage time in the house. Examples of measures that are based on the relation between manure and air are decreasing the manure area and urine drainage that reduces the time urine will be inside the animal house.

Four factors concern the conditions in the air that affect ammonia emission; air movements in the building, air velocity above the manure surface, airflow rate through the building and air temperature. Air movements and air velocity affects the boundary layer above the manure surface. Examples of measures that are based on the conditions of the air are the prevention of unwanted leakage in the manure channels and to cool the incoming air during summer.

Swedish animal housing and manure removal systems differ in certain respects from those in other countries as a result of tradition, climate and animal welfare. This means that some of the measures recommended internationally cannot be used in Swedish systems. Furthermore, a number of the animal housing and manure removal systems that exist in Sweden are already designed in such a way that they produce lower ammonia emissions than conventional systems in other countries, for instance, partly slatted pens for pigs with daily removal of the manure by scrapers in the culverts comparing with fully slatted pens with storing of the manure under the slatted floor.

However, there is a lack of data and results from several of the Swedish systems in terms of emissions of ammonia. To use international results from systems close to Swedish systems will not be reliable. Differences in climate and feeding schedules could mean differences in ammonia emission. In addition, housing and manure removal systems differ in some extent from international systems. Since the development in animal husbandry in most countries in Europe is towards improving animal welfare it is

of international interest to investigate the Swedish systems regarding emissions of ammonia and greenhouse gases.

Measures with the greatest potential for decreasing ammonia emissions in Swedish animal houses at reconstruction and construction of a new building are estimated to be;

Cattle house:

- Planning and designing the house with small manure surfaces. Reducing the manure surface of the manure alley with 15% reduce the ammonia emission by about 20%.
- Designing the manure alley dished-sloped with 3% slope towards central urine gutter. Compared with a solid floor with no urine drainage it reduces the ammonia emission with about 50%.
- Scraping and cleaning the slatted floor frequently. The ammonia emission decreases with about 15% but the water consumption, 20 l per cow, increase the need of storage volume of the manure storage.
- Draining the urine and cooling the manure in the manure channels in buildings for tied cattle. Cooling with groundwater reduce the ammonia emission with about 20%, with heat pump the reduction will be higher.
- Designing deep litter systems with manure alley.

Pig houses:

- Planning for good pen function and clean pens. The ammonia emission will be reduced by about 20% if the slatted area is 25% instead of 40% of the total box area.
- Reducing the manure surface by building V-shaped manure culverts. Needs to be tested in Swedish slurry systems.
- Cooling the slurry in the culverts with heat pump and cooling pipes. By decreasing the manure temperature with 5 °C the ammonia emission is reduced with about 30%.
- Purifying outgoing air by biofilter or scrubber. A biofilter reduces the ammonia emission with about 65%, a chemical scrubber with about 95% and a bio-scrubber with about 70%. By only purifying the minimum airflow (about 30% of airflow) the ammonia emission will be reduced with 40% if the efficiency of the scrubber is 50%.
- Designing deep litter pens for dry sows with combined floor areas instead of a full deep litter area.

Poultry houses:

- Drying the poultry manure on the manure mats. By drying the manure the ammonia emission will be reduced with about 50%.
- Designing the manure bin with conveyors in floor housing systems for laying hens.
- Constructing insulated floor under bedding and limiting moisture from the ground.
- Apply additional heat in houses with loose housed hens during winter time.
- Design the floor in chicken houses with floor heating. Heating the floor will reduce the ammonia emission with about 50%.
- Purifying outgoing air by biofilter or scrubbers (see above).

1 BAKGRUND

Under början av 1980-talet började miljöproblemen med ammoniak att uppmärksammas. I områden med stora utsläpp, exempelvis i delar av Holland och Tyskland, observerades att vegetationen fick akuta skador orsakade av ammoniak. Idag är kunskapen om ammoniaks miljöeffekter mycket bättre. Utsläpp av ammoniak kan orsaka akuta toxiska skador i närområdet och bidrar till övergödning och försurning av känsliga ekosystem via långväga transport i atmosfären (Fangmeier *m.fl.*, 1994). Ammoniakavgången från jordbruket är förutom en belastning för den yttre miljön även en förlust av kväve från gårdens växtnäringsbalans. Dessutom bidrar ammoniakemission indirekt till att lustgas bildas i marken. Ett uthålligt lantbruk förutsätter inhysningssystem och produktionssystem som minimerar stallgödselns kväveförluster.

1.1 Ammoniakemission i Sverige

Kvävenedfallet består av nitratkväve och ammoniumkväve till ungefär lika stora delar (Kindbom *m.fl.*, 2001). Nedfallet av nitratkväve kommer huvudsakligen från vägtrafik, energiproduktion och industri och har sitt ursprung från kväveoxider. Nedfallet av ammoniumkväve kommer huvudsakligen från jordbruket. Ungefär 10% av nitratkvävenedfallet och 20% av ammoniumkvävenedfallet kommer från emissioner i Sverige (Kindbom, *m.fl.*, 2001). Resten kommer framförallt från Danmark och Tyskland. Nedfallet av kväve är störst i södra Sverige där det i medeltal är 6 kg per hektar (Naturvårdsverket, 2008b)

I Sverige beräknas ammoniakemissionen för år 2007 till sammanlagt ca 50380 ton (se tabell 1). Jordbrukssektorn svarar för 88% av ammoniakutsläppen. Resten kommer framförallt från transporter och industri. Ammoniakutsläppen från jordbrukssektorn har minskat med 22% sedan 1995 medan utsläppen från transporter och industri har ökat med 12%. Minskningen inom jordbrukssektorn beror framförallt på att antalet nötkreatur och fjäderfån har minskat men beror även på omställning från fastgödsel- till flytgödselhantering samt lägre lagrings och spridningsförluster (SCB, 2009). Ungefär 30% av kväveinnehållet i gödseln avgår som ammoniak (SCB, 2007). I tabell 1 framgår att 19% av ammoniakutsläppen beräknas komma från djurstallarna, 28% från gödsellagring och 30% vid spridning av stallgödsel.

1.2 Miljömål för ammoniak

Sverige har 16 nationella miljökvalitetsmål (Miljömål, 2009). Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. De första 15 miljömålen antogs av riksdagen 1999 och 2005 antogs det 16 miljömålet. Miljökvalitetsmålen syftar till att;

- Främja människors hälsa
- Värna den biologiska mångfalden och naturmiljön
- Ta till vara kulturmiljön och de kulturhistoriska värdena
- Bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga
- Trygga en god hushållning med naturresurserna.

Utsläpp av ammoniak berör både miljökvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” och ”Ingen övergödning”. Det nationella delmålet för ammoniak behandlas i målet ”Ingen övergödning” och anger att;

”Senast år 2010 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med 15% från 1995 års nivå.”

I Blekinge och Skåne har länsstyrelserna beslutat om en skärpning av det nationella miljömålet eftersom länen har höga kvävenedfall. Där gäller att utsläppen av ammoniak ska ha minskat med 20% mellan 1995 och 2010.

Eftersom ammoniakemissionen från jordbrukssektorn har minskat med 22% (SCB, 2009) har jordbrukssektorn nått målet om en 15% minskning mellan 1995 och 2010 på nationell nivå. De regionala miljömålen för ammoniak i Skåne och Blekinge bedöms också vara uppnådda. Strävan är emellertid att de stora miljöproblemen skall vara lösta till nästa generation. Detta betyder att alla viktiga åtgärder i Sverige skall vara genomförda till år 2020 (2050 då det gäller klimatmålet). Miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning” bör i ett generationsperspektiv enligt regeringens bedömning innebära bl.a. följande:

- Belastningen av näringsämnen får inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa eller försämra förutsättningarna för biologisk mångfald.
- Nedfallet av luftburna kväveföreningar överskrider inte den kritiska belastningen för övergödning av mark och vatten någonstans i Sverige.
- Grundvatten bidrar inte till ökad övergödning av ytvatten.
- Näringsförhållandena i kust och hav motsvarar i stort det tillstånd som rådde på 1940-talet och tillförsel av näringsämnen till havet orsakar inte någon övergödning.
- Jordbruksmark och skogsmark har ett näringstillstånd som bidrar till att bevara den naturliga artsammansättningen.

Generationsmålet har medfört att diskussioner finns att skärpa målet att minska utsläppen av ammoniak i vissa områden av Sverige. Ett förslag är att senast år 2015 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med 13% från nivån år 2005 (Naturvårdsverket, 2008a). Sedan 2005 har utsläppen av ammoniak från jordbruket minskat med ca 4% (SCB, 2009).

Tabell 1. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige år 2007 (SCB, 2009)

Källa	Utsläpp av ammoniak	
	ton	%
Stallgödsel		
- stallventilation	9610	19
- lagring	13340	26
- spridning	15040	30
Summa	37990	75
Betesdrift	3930	8
Summa djurhållning	41930	83
Mineralgödsel	2170	4
Summa Jordbruk	44100	88
Trädgårdsbruk	100	
Skogsbruk	80	
Industri, förbränning, transporter	5170	10
Övrigt	900	2
Summa totalt	52400	100

1.3 Bestämmelser för minskad ammoniakemission från stallgödsel

Under 1990-talet infördes en del bestämmelser för att minska ammoniakemissionen från stallgödsel. För företag i Götaland och i Svealands slättbygder med mer än 10 djurenheter infördes vid lagring av stallgödsel att (SJV, 2007);

- Påfyllning av flytgödsel- och urinbehållare ska ske under täckning
- Flytgödsel- och urinbehållare ska ha ett stabilt svämtäcke eller annan täckning som effektivt minskar ammoniakförlusterna.

Vid spridning av stallgödsel i Blekinge, Skåne och Halland gäller mellan den 20 oktober och 31 december samt mellan den 16 och 28 februari att stallgödsel som sprids på obevuxen mark skall brukas ned inom fyra timmar dessutom skall stallgödsel som sprids mellan den 1 mars och 19 oktober myllas eller brukas ned inom fyra timmar. I Blekinge, Skåne och Halland får spridning i växande gröda endast ske med teknik som effektivt minskar ammoniakemissionen, t.ex. med bandspridare (SJV, 2007).

Några bestämmelser för byggnadstekniska åtgärder i djurstallar finns inte idag.

1.4 Djur- och arbetsmiljö

Djur- och arbetsmiljön måste beaktas vid värdering av olika åtgärder för lägre ammoniakemission i djurstallar. Åtgärderna skall inte innebära sämre djur- och arbetsmiljö. Ett exempel på detta är inhysning av nötkreatur i bundet system kontra

lösdriftssystem. I bundet system är ammoniakemissionen lägre samtidigt som djurmiljön är sämre.

Koncentrationen av ammoniak i stalluften ökar om ventilationsflödet genom stallet sänks. För djur och arbetare finns hygieniska gränsvärden på luftens ammoniakkoncentration. Ett hygieniskt gränsvärde anger den högsta godtagbara koncentrationen av en luftförorening i inandningsluften. Enligt arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS, 2005) skall två olika gränsvärden beaktas när det gäller ammoniak, nämligen;

- Nivågränsvärdet
- Takgränsvärdet

Nivågränsvärdet anger den högsta godtagbara genomsnittshalten för exponering under en arbetsdag (8 timmar). Nivågränsvärdet för ammoniak är 25 ppm. Takgränsvärdet är den högsta godtagbara koncentrationen för exponering under en period av 15 minuter. Ammoniaks takgränsvärde är 50 ppm.

Enligt djurskyddsföreskrifterna (DFS, 2007) får djur endast tillfälligt utsättas för ammoniakkoncentrationer högre än 10 ppm. Ett undantag finns för värphöns och unghöns i envåningssystem med ströbädd där djuren endast tillfälligtvis får utsättas för högre ammoniakkoncentrationer än 25 ppm.

1.5 Växthusgaser

Utsläppen av växthusgaser i Sverige beräknades till 65.7 miljoner ton år 2006 uttryckt som koldioxidekvivalenter. Ungefär 13% av växthusgaserna kommer från jordbruket som är den största källan till utsläpp av lustgas och metan. Sedan 1990 har jordbrukets utsläpp av växthusgaser reducerats med 10% framförallt på grund av minskad djurhållning och minskad användning av stallgödsel och konstgödsel (Naturvårdsverket, 2008b).

Miljömålet för "Minskad klimatpåverkan" är att medeltalet av emissioner av växthusgaser i Sverige under perioden 2008-2012 skall vara minst 4% lägre än emissionerna 1990. År 2050 bör utsläppen i Sverige vara lägre än 4.5 ton koldioxidekvivalenter per invånare och år, för att därefter minska ytterligare. Idag är utsläppen drygt 7 ton koldioxidekvivalenter per invånare och år (Miljömål, 2009).

Naturvårdsverkets beräkningar av jordbrukets utsläpp av växthusgaser, visar att 33% är metan från djurhållning (varav 90% från nötkreatur), 4 % är metan från gödselhantering, 56 % är lustgas från växtodling och 7 % är lustgas från gödselhantering. Utsläppen av metan från gödselhantering ökar på grund av övergång från fastgödselhantering till flytgödselhantering samt ökning av djupströbäddar för köttdjur (SJV, 2004).

Metan bildas av mikroorganismer vid anaerob nedbrytning (syrefattig) av kolhydrater i exempelvis foder och gödsel. Metangasproduktionen från djur beror främst på djurslag, storlek, foderintag, produktionsnivå samt fodrets smältbarhet (Wilkerson *m.fl.*, 1994; Jungbluth *m.fl.*, 2001). Förutom från djurens fodersmältning

produceras metan även från anaerob nedbrytning (syrerik) av gödsel i stall och gödsellager. Metangasproduktionen från gödsel beror främst på kolets tillgänglighet, tillgång på syre, pH, temperatur, lagringstid, gödselns kemiska innehåll samt av närvaron av ämnen som hämmar metangasbildningen (Zeeman, 1991; Hüther *m.fl.*, 1997; Gonzalez-Avalos & Ruiz-Suarez, 2001). I praktiken, eftersom mikroorganismer och nödvändiga ingredienser finns i gödseln, är det temperatur och lagringstid som avgör metangasproduktionen (Monteny *m.fl.*, 2001).

Lustgas (dikväveoxid) bildas av mikroorganismer vid ofullständig denitrifikation i syrefattig miljö. Denitrifikationen föregås av nitrifikation där ammonium omvandlas av nitrifikationsbakterier (aeroba) till nitrit/nitrat (van Faassen, 1992). Hög koncentration av ammoniak och låg C/N-kvot hämmar nitrifikationen. Produktionen av dikväveoxid i gödsel beror främst på närvaron av denitrifikationsbakterier, tillgång på syre och nitrit/nitrat samt tillgång på lättillgängligt organiskt material (Monteny *m.fl.*, 2001). Lustgas kan även bildas vid nitrifikation i områden med brist på syre (van Faassen, 1992).

Hur gödseln hanteras påverkar utsläppen från stallet. System där gödseln hanteras i flytande konsistens avger mer metangas och mindre lustgas än system där gödseln hanteras i fast form tillsammans med strömedel. Att lagra gödsel tillsammans med strömedel i djupströbäddar inne i stallet ger förmodligen högre utsläpp av både metan och lustgas (Jeppsson, 2009). Åtgärder för att minska utsläppen från gödsel i djurstallar är att gödsla ut gödseln ofta (Monteny *m.fl.*, 2001) och lagra den i en behållare med gastät täckning. En annan åtgärd är att kyla gödseln i stallet (Monteny *m.fl.*, 2001).

I framtiden kommer produktionssystem att värderas utifrån en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön. Vid värdering av åtgärder för lägre ammoniakemission måste även produktionen av växthusgaser beaktas.

1.6 Internationella överenskommelser

Konventionen om gränsöverskridande luftföroreningar skapades 1979 inom UNECE efter initiativ av de svenska och norska regeringarna. UNECE är ett ekonomiskt samarbetsorgan inom FN. Totalt 56 länder, nästan alla länder i Europa samt Kanada och USA, är medlemmar i konventionen. I den allmänt formulerade konventionstexten sägs bl a att undertecknade stater skall ”bemöda sig om att så långt som möjligt gradvis minska och förhindra luftföroreningar”. ”Bästa tillgängliga teknik” skall användas för att uppnå detta (UNECE, 1979).

Den allmänna konventionen har kompletterats av 8 protokoll som innehåller specifika krav på medlemsstaterna om olika luftföroreningar. Protokollet om att minska försurning, övergödning och marknära ozon undertecknades i Göteborg 1999 (Göteborgsprotokollet). Protokollet tar ett samlat grepp om tre miljöproblem och de fyra föroreningarna svaveldioxid, kväveoxider, ammoniak och flyktiga organiska ämnen.

För Sveriges del innebär Göteborgsprotokollet att svaveldioxidutsläppen skall minskas med ca 44% mellan 1990 och 2010, kväveoxidutsläppen med ca 56%, ammoniakutsläppen med ca 7% samt flyktiga organiska ämnen med ca 54% (UNECE, 1999).

EU's takt direktiv är en parallell överenskommelse inom EU som antogs 1999. Även takt direktivet behandlar svaveldioxid, kväveoxid, ammoniak och marknära ozon. För Sverige är utsläppstaket för ammoniak enligt takt direktivet på samma nivå som i Göteborgsprotokollet, dvs 57000 ton ammoniak per år för 2010 (EG, 2001).

Både i Göteborgsprotokollet och takt direktivet har fördelningen mellan de olika ländernas åtaganden bestämts med målet att nå största möjliga miljövinst till lägsta samlade kostnad. Länder som orsakar störst negativ effekt på miljön samt länder som har utsläpp som är relativt billiga att minska skär ner mest på sina utsläpp. En revidering av Göteborgsprotokollet påbörjades 2005 och arbetet bedrivs parallellt med revidering av EU's takt direktiv.

1.7 Internationellt arbete

Internationellt påbörjades forskning och utveckling kring åtgärder för lägre ammoniakemission i länder med intensiv animalieproduktion, hög ammoniakdeposition och stora resurser till lantbruksforskningen såsom exempelvis Holland, Danmark, Tyskland och England. Under senare år har många andra länder, exempelvis USA, börjat med forskning kring ammoniakemission allt eftersom miljöproblemen har uppmärksamats.

En internationell expertgrupp (Expert Group on Ammonia Abatement) kring åtgärder för minskad ammoniakemission är verksam inom UNECE's arbete med Göteborgsprotokollet. Expertgruppen har publicerat ett dokument angående åtgärder mot ammoniakemission (Guidance Document on Control Techniques for Preventing and Abating Emissions of Ammonia) (ECE, 2007). Gruppen har också utarbetat och publicerat ett ramdokument som de ingående länderna skall följa när de utarbetar en nationell "God jordbrukarsed för att begränsa ammoniakförluster" (SJV, 2006).

Inom EU antog Europakommissionen 1996 ett direktiv kring "Integrerat förebyggande och minskning av föroreningar" (IPPC-direktivet, "Integrated Pollution Prevention and Control"). Direktivet handlar om att man vill minska utsläppen från olika punktkällor eftersom de till stor del bidrar till miljöproblemen. Stora anläggningar skall ha tillstånd att bedriva sin verksamhet och tillstånden skall grunda sig på "bästa tillgängliga teknik", BAT. Stora anläggningar inom djurhållning är mer än 40 000 platser för fjäderfän, 2000 platser för slaktsvin, 750 platser för suggor eller mer än 200 djurenheter av fjäderfän, slaktsvin och suggor (BREF 07.06, 2003).

BAT definieras som;

"det effektivaste och mest avancerade stadium vad gäller utvecklingen av verksamheten och tillverkningsmetoderna som anger en given tekniks praktiska lämplighet för att i princip utgöra grunden för utsläppsgränsvärden och som har till syfte att hindra och, när detta inte är möjligt, generellt minska utsläpp och påverkan på miljön som helhet."

BAT rör inte bara lantbruket utan all industriverksamhet som orsakar luftföroreningar. I samverkan mellan myndigheterna och industrin i EU:s medlemsländer sammanställs BAT-referensdokument som kallas BREF (BAT Reference Document). De innehåller branschvisa beskrivningar dels av de tekniker som

enligt överenskommelse är BAT-teknik, dels av utsläppsnivåerna då BAT-teknik utnyttjas.

I listan över BREF finns idag ett dokument som behandlar BAT för intensiv djurhållning för fjäderfä och gris (BREF 07.06, 2003).

Ett problem vid internationella utvärderingar av åtgärder i djurstallar för lägre ammoniakemission är att de utgår från referenssystem som är vanliga i andra länder men som inte används eller inte är tillåtna i Sverige, exempelvis spaltgolv med lagring av gödseln under spalt och helpaltboxar för grisar. Referenssystemen i de internationella utvärderingarna har därför ofta högre ammoniakemission än de svenska systemen. Vidare är en stor del av utländska åtgärder anpassade till utländska inhysnings- och utgödslingssystem och kan inte direkt användas i Sverige.

1.8 Avgränsningar

Denna rapport behandlar byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar. Inventeringen behandlar enbart de åtgärder som kan göras i stallet efter att träck och urin lämnat djuren. Det är emellertid viktigt att åtgärder för lägre ammoniakemission från en gård tar hänsyn till hela kedjan från foder till spridning av gödseln. Uppgifter och forskningsresultat kring åtgärder via foder, utfodring, gödsellagring och vid spridning av gödsel finns exempelvis på Greppa Näringens hemsida (www.greppa.nu).

2 FAKTORER SOM PÅVERKAR AMMONIAKEMISSIONEN

För att förstå hur olika åtgärder fungerar i djurstallet behövs kunskap om de faktorer som påverkar ammoniakemissionen. Det är både biologiska, kemiska och fysikaliska processer som är inblandade när ammoniak bildas från gödsel och avges till luft.

2.1 Hur ammoniak bildas och avges

Gödsel från djur består av urin och träck. Från nötkreatur kommer 50 - 80% av kvävet i urinen och 20 - 50% i träcken (Sommer *m.fl.*, 2006). Kvävet i urinen finns till 50 – 90% i form av urinämnen (urea) (Bussink & Oenema, 1998) som bildas i njurarna när blodet renas från ammoniak. Ammoniaken i blodet bildas vid kroppens nedbrytning av proteiner. Kvävet i träcken finns framförallt i form av organiskt kväve och består av osmältbara proteiner. Förhållandet mellan mängden kväve i urinen och träcken är olika för olika djurslag och påverkas av fodrets sammansättning. I gödsel från växande grisar är 68 – 76% av kvävet i urinen och 24 – 32% i träcken (Fernández *m.fl.*, 1999). Kvävet i både urinen och träcken ombildas till ammoniak med hjälp av mikroorganismer (Sommer *m.fl.*, 2006).

Urin från fjäderfä är halvflytande och består framförallt av urinsyra. Urinsyra och osmält protein i träcken är de två största beståndsdelarna med kväve i fjäderfägödsel. Urinsyra utgör 60-75 %, osmält protein 25-33 %, urea 0-3 % och ammonium 0-3 % av det totala kväveinnehållet i fjäderfägödsel. Nedbrytningen av urinsyra till urinämnen sker i flera steg och i nedbrytningsprocessen ingår olika enzymer som bildas av mikroorganismer, exempelvis uricase. Ammoniak från fjäderfägödsel härrör i huvudsak från nedbrytning av urinsyra men även från osmält protein (Groot Koerkamp, 1994). Att urinsyran behöver flera nedbrytningssteg för att övergå till urinämne och ammoniak gör att det tar längre tid innan ammoniak bildas från fjäderfägödsel.

För att urinämnen skall övergå (hydrolys) till ammoniak krävs ett enzym som heter ureas. Ureas bildas av mikroorganismer som finns i bl.a. träcken och på gödselbemängda ytor i stallet. Urinen är däremot steril hos ett friskt djur och innehåller inga mikroorganismer. När urinen hamnar på en yta där det finns ureas övergår urinämnen snabbt till ammoniak vilket leder till ammoniakavgång (se avsnitt 2.2.9). Eftersom urinämne omvandlas mycket snabbt till ammoniak är urin den största källan till ammoniakemission i stallar för nötkreatur och svin (Sommer *m.fl.*, 2006).

Även nedbrytningen (mineralisering) av organiskt kväve i träcken sker med hjälp av mikroorganismer. Denna process sker stegvis av olika mikroorganismer och det tar mycket längre tid innan ammoniak bildas (se avsnitt 2.2.9).

I gödsel är där en kemisk jämvikt (syra/bas jämvikt) mellan ammonium och ammoniak. Jämvikten innebär att om det bildas mer ammoniak bildas det också mer ammonium. Jämvikten är beroende av pH (se avsnitt 2.2.4) och förskjuts mot ammoniak om temperaturen ökar.

Avdunstningen av ammoniak som är löst i gödseln sker i hålrum och i ytan av gödseln. Hur mycket ammoniak som avges beror på hur mycket ammoniak det finns i gödseln och i luften nära ytan. Själva drivkraften för ammoniakemission är skillnaden i partialtryck för ammoniak i gödseln och omgivande luft (Freney *m.fl.*, 1983).

Avgivning av ammoniak från en yta kan beskrivas med följande ekvation (Svensson, 1993):

$$E_{\text{NH}_3} = A \cdot K \cdot (p_{\text{gödsel}} - p_{\text{luft}}) \quad (1)$$

där

E = avgivning av ammoniak, mg/h

A = storleken på en yta som exponeras med gödsel, m²

K = konvektiv massöverföringskoefficient, mg/m²hPa

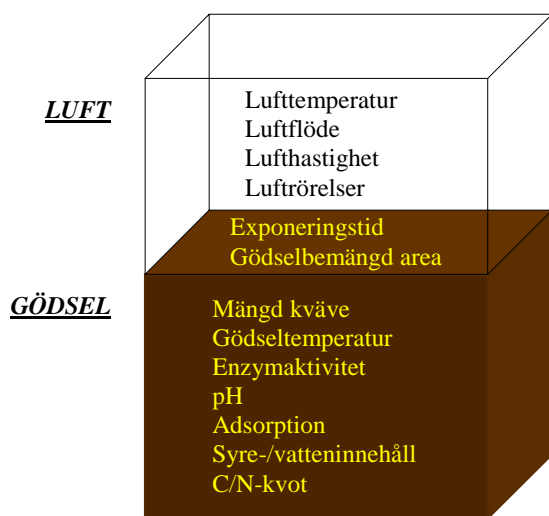
p_{gödsel} = ammoniaks partialtryck i gödseln, Pa

p_{luft} = ammoniaks partialtryck i stalluften, Pa

Massöverföringskoefficienten, K, är en parameter som framförallt beror av lufthastighet, ytans råhet, temperatur och luftflöde (Svensson, 1993).

2.2 Faktorer som påverkar ammoniakemissionen

Ammoniakemission i stallet är en komplex process där ett stort antal faktorer inverkar. När en åtgärd för att reducera ammoniakavgivningen utförs i stallet förändras en eller flera faktorer i stallet. De faktorer som påverkar ammoniakavgivning från djurstallar är mängden kväve i gödseln, gödseltemperatur, enzymaktivitet, pH i gödseln, strömedlens adsorptionsförmåga, syre- och vatteninnehåll i gödseln, C/N-kvot i gödseln, gödselbemängd area, exponeringstid, lufttemperatur, luftflöde, lufthastighet samt luftrörelser över gödseln (figur 1). Mellan vissa faktorer finns ett samband exempelvis mellan luftens temperatur och gödselns temperatur.

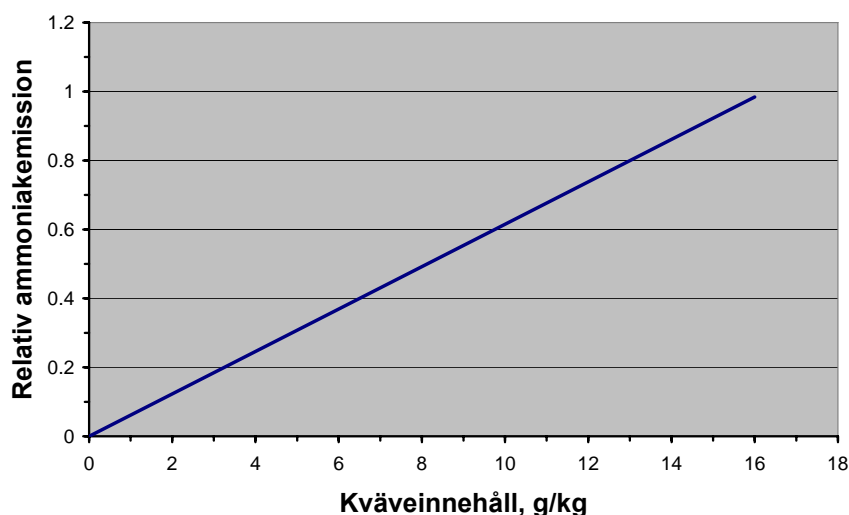


Figur 1. Faktorer som påverkar ammoniakemission från djurstallar.

2.2.1 Mängd kväve i gödseln

Ammoniakemissionen från gödseln minskar om kväveinnehållet sänks (Elzing & Monteny, 1997). Förhållandet är linjärt vilket innebär att samma sänkning av kväveinnehållet ger samma minskning av ammoniakemissionen oavsett vilket kväveinnehåll gödseln har (se figur 2). Kväveinnehållet i gödseln kan sänkas genom att ändra på fodersammansättningen samt ändra förhållandet mellan urin och träck.

Foder med låg proteinnivå och tillsats av essentiella aminosyror till grisar och fjäderfä ger lägre kväveinnehåll i gödseln än foder med hög proteinnivå. Phillippe *m.fl.* (2006) har för slaktgrisar på djupströbädd av halm visat att en sänkning av proteinhalten i fodret med 1 procentenhet minskar mängden kväve i färsk träck och urin med 8% och därmed minskar ammoniakemissionen från djupströbädden med 8%. Ammoniakemission från grisdödsel kan även minskas genom att tillföra polysackarider utan stärkelse i fodret (van der Peet-Schwering *m.fl.*, 1999). En sänkning av proteinnivån i foderstaten för nötkreatur sänker också kväveinnehållet i gödseln (Frank & Swensson, 2002). Om mängden smältbart protein i fodret är onödigt högt så utsöndras kväveöverskottet som urinämne via urinen.



Figur 2. Ammoniakemission beroende av kväveinnehållet i gödseln (efter Svensson, 1993).

Mängden kväve i gödseln beror också på sammansättningen av urin och träck. Om delar av urinen dräneras ut ur stallet blir kväveinnehållet i den kvarvarande gödseln lägre. Att urininnehållet i gödseln har en avgörande betydelse för ammoniakavgivningen visas i tabell 2 för nötgödsel (Kellems *m.fl.*, 1979) och för grisdödsel (Sakai *m.fl.*, 2003). Normalt förhållande mellan träck och urin i flytgödsel från nötkreatur är 2,2-3,0:1 och för gris 0,6-0,8:1 (Steineck *m.fl.*, 1991).

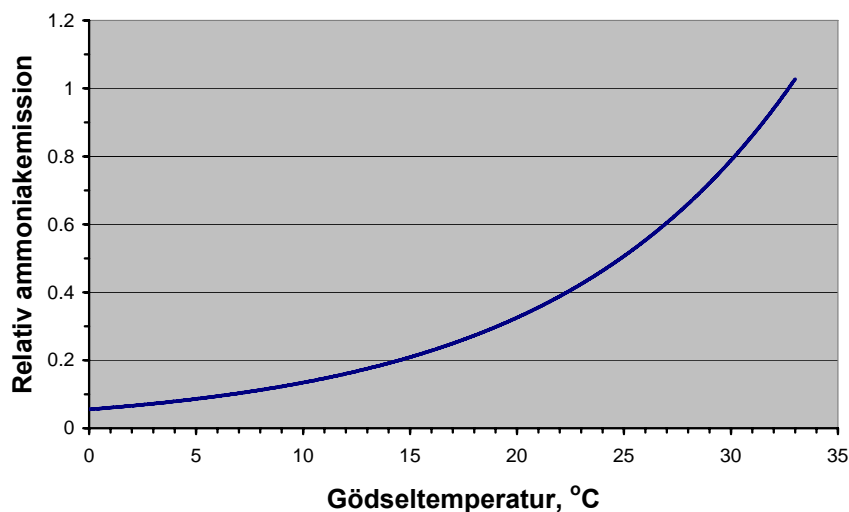
Tabell 2. Ammoniakavgivning från nöt- och grisgödsel med olika innehåll av träck och urin (efter Kellems *m.fl.*, 1979; Sakai *m.fl.*, 2003)

	Träck, %	Urin, %	Ammoniakemission, µg/timme
Nötgödsel	100	-	3,1
	75	25	15,7
	50	50	119,4
	-	100	426,4
Grisgödsel	100	-	11,7
	50	50	1168,3
	33	67	3076,2

2.2.2 Gödseltemperatur

Gödselns temperatur påverkar ammoniakavgivningen på många sätt. Adsorberad ammoniak friläggs snabbare vid högre temperatur (Voorburg & Kroodsma, 1992). Högre gödseltemperatur innebär högre ureasaktivitet (Schulte, 1997). Den kemiska jämvikten mellan ammoniak och ammonium förskjuts mot ammoniak vid högre temperatur (Srinath & Loehr, 1974; Voorburg & Kroodsma, 1992). Högre gödseltemperatur innebär att andelen ammoniak i gödseln som är i gasform ökar (Hashimoto & Ludington, 1971). Gödseltemperaturen påverkar också massöverföringen från gödselytan till omgivande luft (Haslam *m.fl.*, 1924). Flera forskare har visat att förhållandet mellan gödseltemperatur och ammoniakavgivning är exponentiellt (Svensson, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a). Att förhållandet är exponentiellt innebär att ju högre gödseltemperaturen är desto större effekt har en sänkning av temperaturen med exempelvis 5 °C på ammoniakemissionen (se figur 3).

Kylning av gödseln har testats både i grisstallar och kostallar i Sverige. Andersson (1998) och Carlsson & Nilsson (1999) har undersökt kylning av gödsel i grisstallar med kylslingor nedgjutna under gödselkanalerna som kyls med en värmepump. I ett stall för bundna mjölkkor har gödseln kylts ned i gödselrännorna med inkommande dricksvatten via nedgjutna kylslingor. En annan metod att sänka gödselns temperatur är att installera kylflänsar som flyter på gödselytan under spaltgolvet och som kyls ned via en värmepump. Metoden är utvecklad för grisstallar där gödseln lagras under spalt i djupa gödselkanaler och är beskriven av den Brok & Verdoes (1996).



Figur 3. Ammoniakemission beroende av gödseltemperatur (efter Andersson, 1995a)

2.2.3 Enzymaktivitet

En större del av ammoniakavgivningen i djurstallar kommer från urinen (Aarnink *m.fl.*, 1993). Direkt när urin kommer i kontakt med golvet som är nedsmutsat med träck (vilken innehåller mikroorganismer som producerar ureas) så påbörjas hydrolysen av urinämne till ammoniak. En ny och ren gödselgång som smutsas ned med träck och urin avger större mängd ammoniak andra dagen än första dagen. Efter 7-8 dagar har ökningen stabiliserat sig (Elzing & Swierstra, 1993; Elzing & Monteny, 1997). Detta indikerar att ureasaktiviteten eller tillgången på ureas ökar och ammoniakemissionen blir konstant efter 7-8 dagar (Elzing & Monteny, 1997).

Ureasaktiviteten på helt betonggolvet har även undersökts av Braam *m.fl.* (1997a) som kom fram till att ammoniakavgivningen ökar med ökad ureasaktivitet upp till en nivå där den inte är begränsande för ammoniakemissionen. På en ny betongyta tar det ca 15 dagar med regelbunden nedsmutsning med träck och urin för att komma upp i den nivån (Braam & Swierstra, 1999).

Betongytans egenskaper har i laborieförsök visat sig påverka hur snabbt ureasaktiviteten byggs upp. Ökning av ytans råhet och vattenpenetrering ger ökad ureasaktivitet. Eftersom ureasaktiviteten i verkliga gödselgångar och gödselkanaler har möjlighet att successivt byggas upp under en lång tid förväntas emellertid ureasaktiviteten och ammoniakemissionen, i praktiken, inte påverkas av betongytans egenskaper. En slät ytbeläggning kan eventuellt ge lägre ureasaktivitet (Braam & Swierstra, 1999).

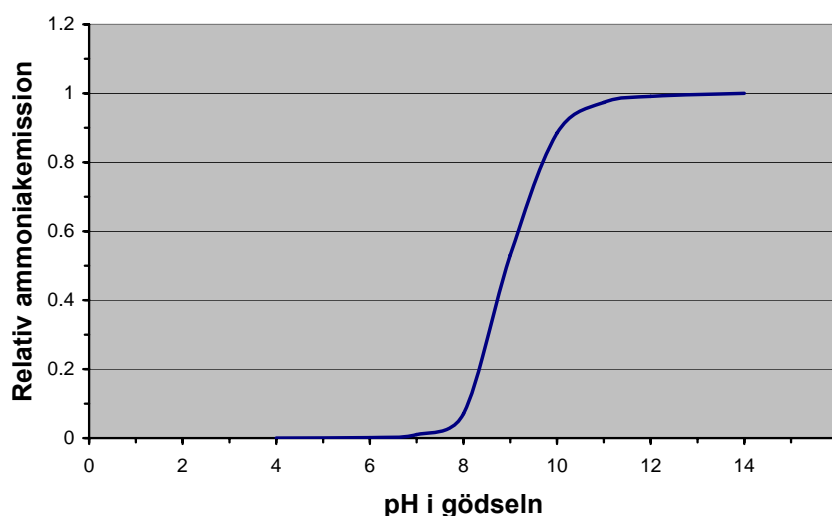
En möjlighet att minska ammoniakemissionen är att reducera ureasaktiviteten genom att inaktivera ureasen. Försök med tillsats av fosforamider på jordytor har gett lägre ammoniakavgivning både i laborieförsök (Clay *m.fl.*, 1990) och i fältförsök (Beyrouy *m.fl.*, 1988; Clay *m.fl.*, 1990). En tillsats av ureasinhibitor medför att urea ackumuleras. Om tillsatsen avbryts ökar ammoniakavgivningen igen (Varel *m.fl.*, 1999). Salterna ZnSO₄, CuSO₄, MgSO₄ och MnCl₂ har i laborieförsök visat sig reducera aktiviteten på enzymet uricase i fjäderfägödsel.

2.2.4 pH i gödseln

Gödselns pH påverkar ammoniakemissionen i både aeroba (Dewes, 1996) och anaeroba miljöer (Muck & Steenhuis, 1982; Molloy & Tunney, 1983). Ammoniakavgivningen ökar kraftigt inom pH-intervallet 4 – 11 (Srinath & Loehr, 1974; Dewes, 1996) (se figur 4). Molloy & Tunney (1983) anger att ammoniakavgivningen från svinggödsel stannar vid pH 5 och från nötgödsel vid pH 4. Normalvärden för urin är pH 8-9 vilket är högre än för flytgödsel med ca pH 7. I kletgödsel kan pH vara 7-9, i fastgödsel 8-9 (Steineck *m.fl.*, 1991) och i djupströgödsel 8-10 (Jeppsson, 1998; Jeppsson, 1999).

Ett flertal forskare har genomfört undersökningar där gödselns pH har ändrats med olika tillsatsmedel (Al-Kanini *m.fl.*, 1992; Hoeksma *m.fl.*, 1993; Kroodsmä *m.fl.*, 1994; Rom, 1995; Andersson, 1994). Fosforsyra, svavelsyra och salpetersyra är kostnadseffektiva men farliga att hantera. Magnesium- och kalciumsalter kan med sänkning av pH i gödseln minska ammoniakemissionen med upp till 60% under en kortare tid (Andersson, 1994).

I Danmark finns ett system för automatisk tillsättning av svavelsyra anpassat till ett danskt gödselhanteringssystem. Det tillsätts 4-6 kg koncentrerad svavelsyra per ton gödsel vilket sänker pH från ca 7 till 5,5 (Dansk landbruksrådgivning, 2004a).



Figur 4. Ammoniakemission beroende av pH i gödseln (efter Svensson, 1993).

2.2.5 Adsorbering av ammoniak och ammonium

Strömedlens förmåga att påverka ammoniakavgivningen beror bl a av dess egenskap att kemiskt binda (adsorbera) ammoniak och ammonium. Tillsats av torv (vitmossetorv) och lermineraler (zeolit) påverkar ammoniakavgivningen (Kemppainen, 1987; Witter & Kirchmann, 1989; Airoidi *m.fl.*, 1993; Krieger *m.fl.*, 1993). Torv (*Sphagnum fuscum*) absorberar 4 ggr mer ammoniak/ammonium jämfört med halm och träspån

(Kemppainen, 1987). Adsorbtionskapaciteten är 23,4 mg NH₃-N/g TS (Witter & Kirchmann, 1989). Zeolit har reducerat ammoniakavgivning både som tillsats i gödsel och som filter i luftström (Bernal *m.fl.*, 1993; Airoidi *m.fl.*, 1993; Witter & Kirchmann, 1989). Adsorbtionskapaciteten är 18 mg NH₄-N/g TS för zeolit som framförallt binder ammonium (Witter & Kirchmann, 1989). Tabell 3 visar den adsorberande förmåga för olika strömedel vid 70% vattenhalt.

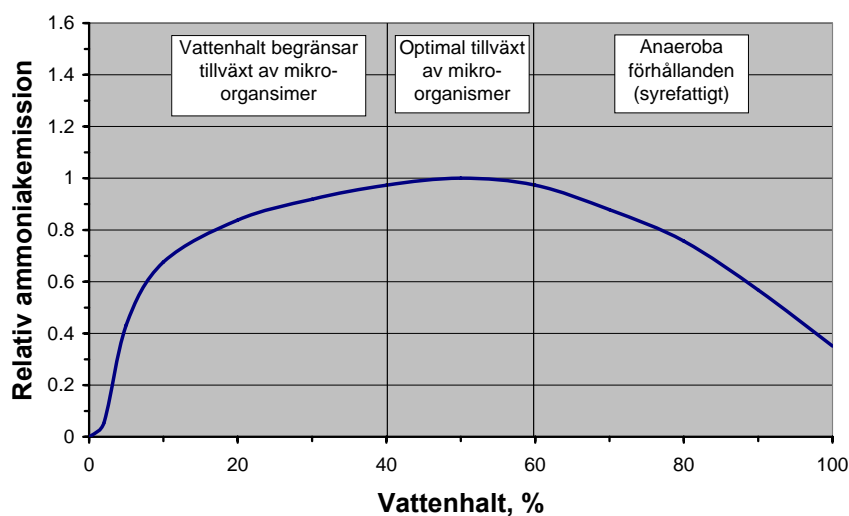
Ammoniakemissionen från djupströbäddar reduceras vid tillsättning av torv. Undersökningar har visat att 60% torv och 40% hackad halm i en djupströbädd för ungtjurar minskar ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med en bädd med enbart långhalm (Jeppsson, 1999). Torv i djupströbädd för slaktgris (60% torv och 40% hackad halm) reducerade ammoniakemissionen med 35 % jämfört med en bädd av långhalm (Jeppsson, 1998). Se avsnitt 3.2.2 och 4.2.2.

2.2.6 Syre- och vatteninnehåll i gödseln

Syrenehållet i gödseln är avgörande för nedbrytningen av gödsel. Nedbrytning av gödsel i anaerob (syrefattig) miljö ger lägre ammoniakförluster än nedbrytning i aerob (syrerik) miljö (Kirchmann & Witter, 1989). En orsak är att den mikrobiella nedbrytningen i aerob miljö kan medföra att gödselns temperatur blir högre än vid nedbrytning i anaerob miljö (Voorburg & Kroodsmä, 1992). Gödselns pH är också högre vid aerob nedbrytning än vid anaerob. Syrenehållet i gödseln beror bl.a. på vattenhalt, mängd strömedel och strömedlets fysikaliska egenskaper. Figur 5 visar hur vattenhalten i ströbädd för slaktkyckling påverkar ammoniakavgången.

Tabell 3. Strömedels förmåga att adsorbera ammoniak/ammonium vid 70% vattenhalt (efter Kemppainen, 1987)

Strömedel	Adsorberad ammoniak/ammonium i % av ts strömedel vid 70% vattenhalt
Havrehalm, hel	0,50
Havrehalm, hackad	0,66
Kornhalm, hel	0,82
Kornhalm, hackad	0,84
Kutterspån	0,80
Sågspån	0,58
Vitmossetorv	2,72



Figur 5. Ammoniakemission beroende av vattenhalt i ströbädd för slaktkyckling (efter Elliot & Collins, 1982).

Ett exempel på hur syreinnehållet i gödsel påverkar ammoniakemissionen har visats av Dewes (1996). Genom att pressa ihop fastgödsel med ett tryck på 80 MPa minskade ammoniakemissionen. Minskningen berodde på att porvolymen med luft minskade.

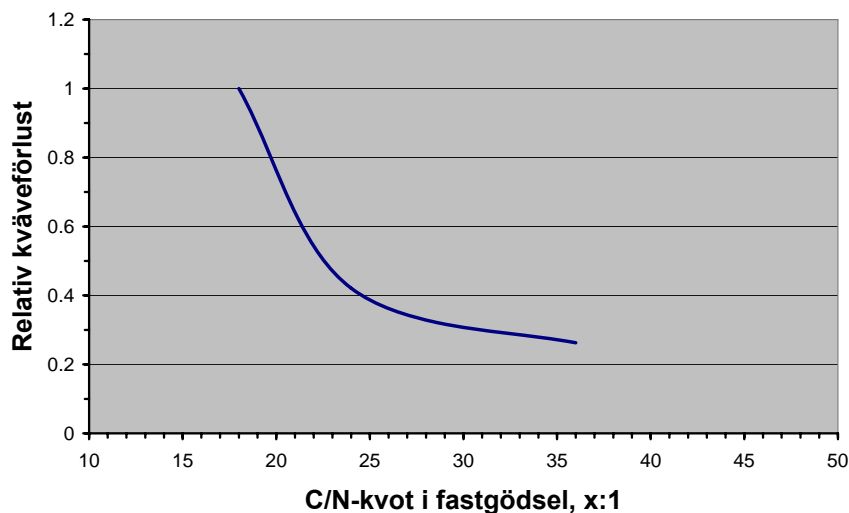
2.2.7 C/N-kvot i gödseln

Gödselns C/N-kvot påverkar ammoniakavgivningen i stallet genom att mängden kol avgör hur mycket kväve som kan immobiliseras av mikroorganismerna (Kirchmann, 1985; Kirchmann & Witter, 1989). Mikroorganismerna använder kol som energikälla och som byggstenar till celler. Samtidigt använder de kväve för att bilda proteiner och andra ämnen (Hobson & Robertsson, 1977). Genom att tillföra kol via strö- och tillsatsmedel till gödseln kan mer kväve immobiliseras vid nedbrytningen (Kirchmann, 1985; Kirchmann & Witter, 1989). Eftersom mikroorganismerna i genomsnitt förbrukar 30 delar kol mot 1 del kväve, är en C/N-kvot på 30 att föredra. En högre kvot (>30) leder till en långsammare nedbrytningsprocess, och en lägre kvot (<26) resulterar i högre ammoniakavgivning (Poincelot, 1974). C/N-kvoten i urin är ca 1:1, i träck från nötkreatur ca 23:1 (Kirchmann, 1985) och i grisdödsel ca 4:1 (van Faassen, 1992). I tabell 4 anges C/N-kvoten för olika strömedel. Inte bara totalmängden kol har betydelse utan även hur tillgängligt det är för mikroorganismerna.

Tabell 4. C/N – kvot i strömedel (Jeppsson *m.fl.*, 1997)

Strömedel	C/N-kvot
Spannmålshalm	70-140
Oljeväxthalm	50-75
Sågspån	200-400
Torv	~100
Papper	~600

Undersökningar har visat att en ökning av strömängden minskar ammoniakförlusterna vid nedbrytning av fastgödsel (Kirchmann & Witter, 1989; Dewes, 1996). Vid C/N-kvot på 50 avges ingen ammoniak (Kirchmann, 1985). Figur 6 visar hur C/N-kvoten påverkar ammoniakförlusterna efter 30 dagars nedbrytning av fastgödsel.

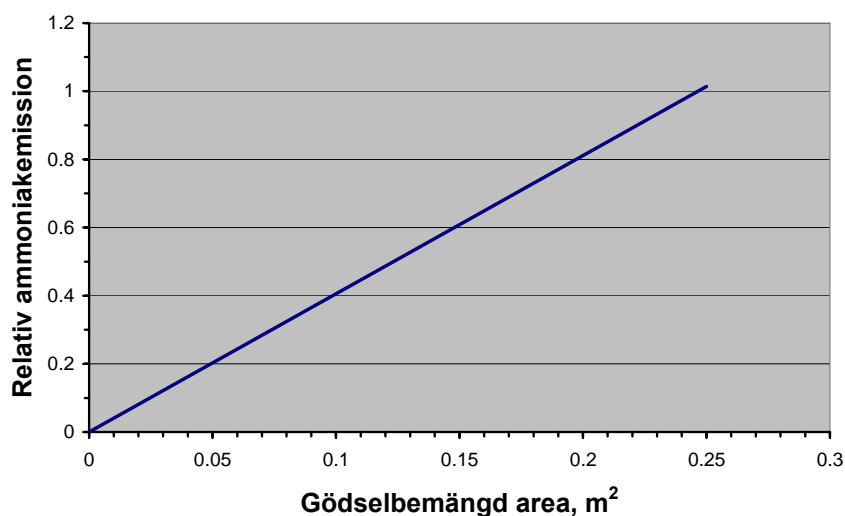


Figur 6. Ammoniakförlust efter 30 dagars nedbrytning av fastgödsel med olika C/N-kvoter (efter Kirchmann & Witter, 1989).

2.2.8 Gödselbemängd area

Ammoniakavgivningen i djurstall blir lägre om den gödselbemängda arean görs mindre (Thelosen *m.fl.*, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a; Aarnink *m.fl.*, 1996). Förhållandet mellan gödselbemängd area och ammoniakavgivning är linjärt dvs en dubbelt så stor gödselyta ger en dubbelt så hög ammoniakavgivning (se figur 7). Det framgår också av ekvation 1 att storleken på de ytor som exponeras med gödsel har en direkt påverkan på ammoniakavgivningens storlek.

Den gödselbemängda arean gör exempelvis att ammoniakavgivningen i ett stall med bundna kor blir lägre än i ett stall med lösdrift (Groenestein, 1993). Aarnink *m.fl.* (1996) har undersökt den gödselbemängda arean i slaktgrisboxar med helt spaltgolv och delvis spaltgolv (se avsnitt 4.1.1). I Danmark och Holland har undersökningar utförts där den gödselbemängda arean minskas i gödselkølverten med en V-formad külvert (se avsnitt 4.1.2).

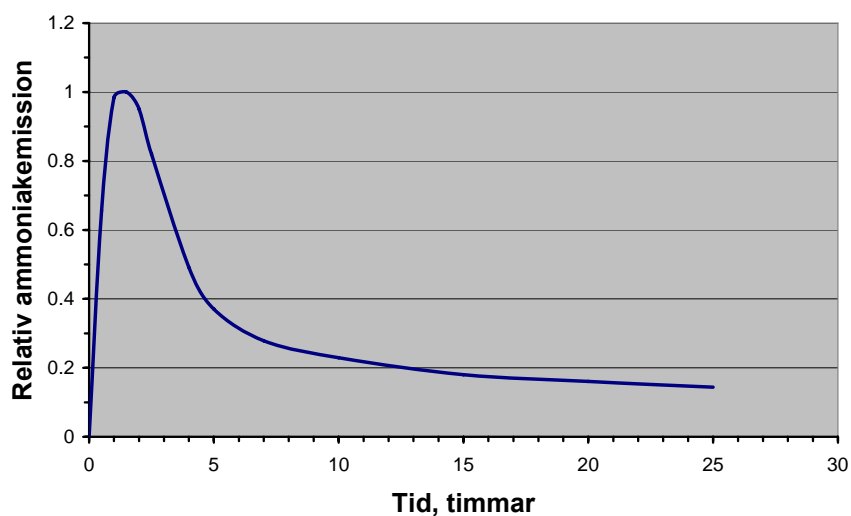


Figur 7. Ammoniakavgivning beroende av gödselbemängd area (efter Andersson, 1998).

2.2.9 Exponeringstid

Exponeringstiden i stallet har mycket stor betydelse för ammoniakförlusterna från urin. Urinämnena i urinen omvandlas mycket snabbt till ammoniak. Holländska undersökningar visar att urin som hamnar på ett smutsigt golv med enzymet ureas ger maximal ammoniakemission redan efter ca två timmar (se figur 8) (Elzing & Swierstra, 1993; Elzing & Monteny, 1997). Därför är det mycket viktigt att urinen snabbt dräneras ut ur stallet och lagras i täckt behållare. Undersökningar i USA har visat att ammoniakemissionen från träck ökar mycket långsamt under en period på 25 dagar (Kellems *m.fl.*, 1979).

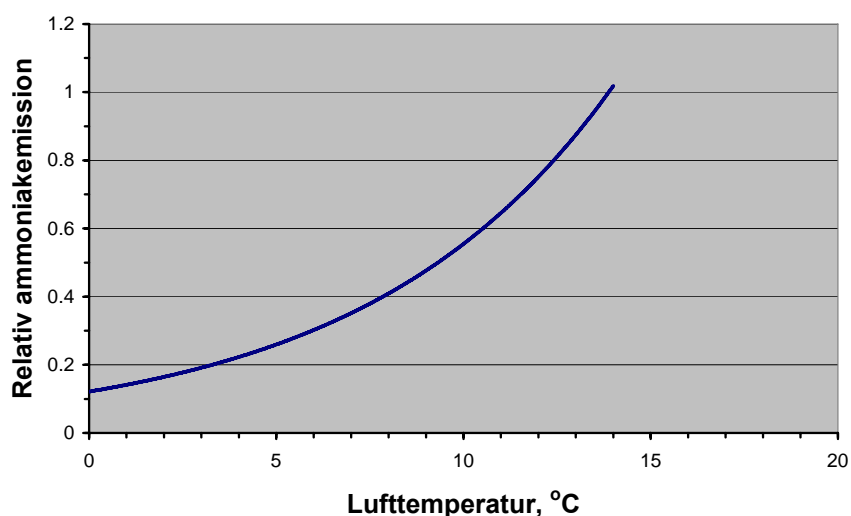
Försök med olika golvtyper för nötkreatur med förbättrad urindränering har utförts i Holland (se avsnitt 3.1.3) (Swierstra *m.fl.*, 1995; Braam *m.fl.*, 1997a; Braam *m.fl.*, 1997b; Braam & Swierstra, 1999). Undersökningar med olika långa utgödslingsintervall i slaktgrisstall har visat att koncentrationen av ammoniak ökar först vid utgödslingsintervall längre än ett dygn (se avsnitt 4.1.4) (Gustafsson, 1988). Gödselns lagringstid i värphönsstallar har visat sig ha mycket stor inverkan på ammoniakavgivningen (Gustafsson *m.fl.*, 2001) vilket ger stora möjligheter att reducera ammoniakavgivningen genom frekvent utgödsling (se avsnitt 5.2.1).



Figur 8. Ammoniakemission från gödselgång för nötkreatur efter applicering av urin (efter Elzing & Swierstra, 1993; Elzing & Monteny, 1997)

2.2.10 Luftens temperatur

Luftens temperatur påverkar ammoniakavgivningen både direkt och indirekt. Direkt påverkar lufttemperaturen massöverföringen mellan gödselytan och omgivande luft (Haslam *m.fl.*, 1924), indirekt genom att påverka gödseltemperaturen. Ett flertal forskare har visat att en ökad lufttemperatur ger ökad ammoniakavgivning (Andersson, 1995a; Elzing & Monteny, 1997; Oldenburg, 1989; Ni *m.fl.*, 1999). I ett stall är förhållandet mellan luftens temperatur och ammoniakavgivning exponentiellt eftersom gödseltemperaturen påverkas (se figur 9). Lufttemperaturen kan också innebära att djurens beteende och därmed boxrenheten försämras vilket ökar den gödselbemängda arean (se avsnitt 4.1.7) (Aarnink *m.fl.*, 2006).

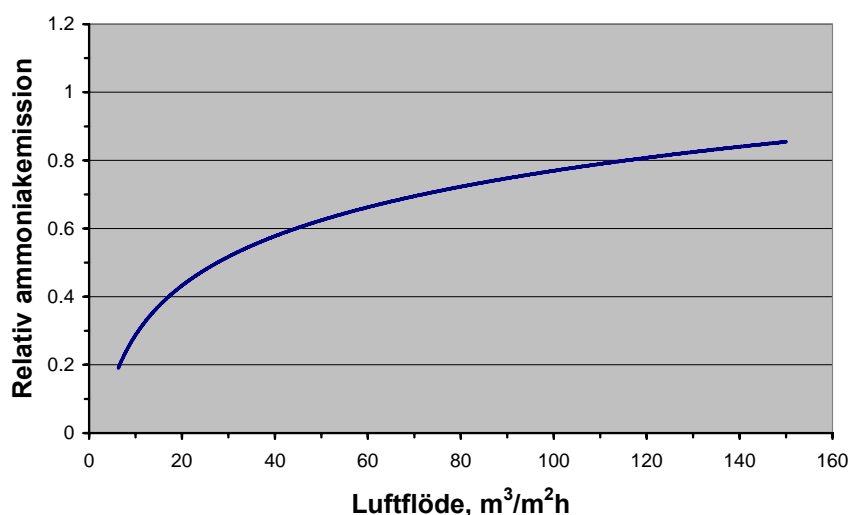


Figur 9. Ammoniakavgivning beroende av lufttemperatur (efter Jeppsson, 2002).

2.2.11 Luftflöde

Ett ökat luftflöde genom stallet ger större ammoniakavgivning. Luftflödet över gödselytan påverkar koncentrationsskillnaden mellan ammoniak i gödseln och i omgivande luft (Svensson, 1993). Ett flertal forskare har undersökt luftflödets betydelse både i laboratorie och i djurstallar (Rank, 1988; Katyal & Carter, 1989; Svensson, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a; Aarnink *m.fl.*, 1993; Massabie *m.fl.*, 1998; Ni *m.fl.*, 1999). Med ökat luftflöde närmar sig ammoniakavgivningen en asymptot (Rank, 1988; Katyal & Carter, 1989; Svensson, 1993; Andersson, 1995a). Figur 10 visar hur luftflödet påverkar ammoniakavgivningen.

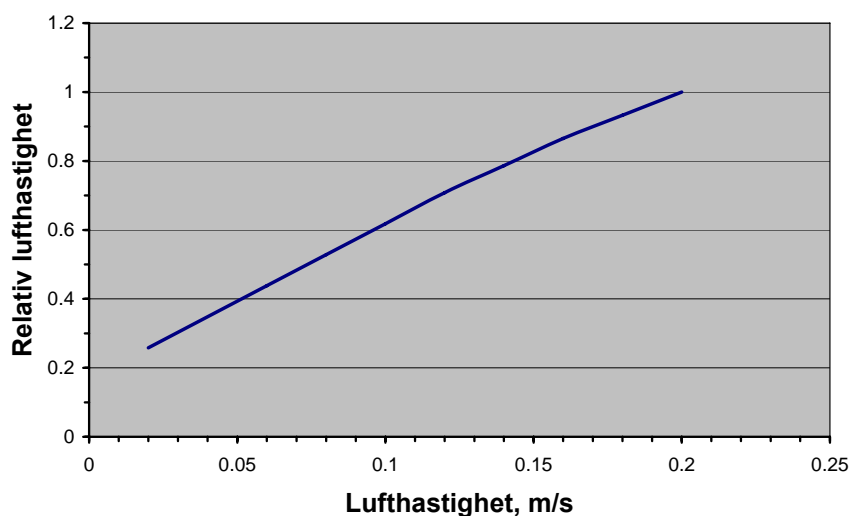
Genom att kyla inkommande luft under varma dagar kan luftflödet genom stallet minska. Därmed kommer även ammoniakemissionen att minska. Detta har undersökts av Müller *m.fl.* (2005) som kylt luften till ett grisningsstall med en jordvärmväxlare. Resultaten visade att ammoniakemissionen kan reduceras med minst 25% i ett grisningsstall.



Figur 10. Ammoniakavgivning beroende av luftflöde (efter Jeppsson, 2002)

2.2.12 Lufthastighet

Närmast gödselns yta är luften stillastående i ett tunt laminärt luftskikt. Tjockleken på detta luftskikt påverkar ammoniakemissionen från gödselytan. Lufthastigheten påverkar tjockleken på det stillastående luftlagret närmast ytan. Om lufthastigheten över ytan ökar blir luftskiktet tunnare. Ammoniakavgivningen ökar med ökad lufthastighet över gödselytan (Olesen & Sommer, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995b). Figur 11 visar hur lufthastigheten påverkar ammoniakavgivningen från en yta.



Figur 11. Ammoniakavgivning beroende av lufthastighet över gödselytan (efter Hartung *m.fl.*, 1994)

2.2.13 Luftrörelser i stallet

Luftrörelserna i stallet påverkar ammoniakavgivningen indirekt genom att förändra lufthastighet och luftflöde över gödselytan. Turbulent luft över gödselytan ökar ammoniakavgivningen (Voorburg & Kroodsma, 1992). Luftrörelserna i stallet kan också påverka ammoniakavgivningen indirekt om djurens gödslingsbeteende ändras. Om djuren gödslar på liggytan ökar den gödselbemängda ytan och ammoniakavgivningen ökar (Randall, 1980; Aarnink *m.fl.*, 1996).

Att förhindra luftrörelser i gödselkulvertar mellan gödsellager och stall samt mellan olika avdelningar i stallet är en viktig åtgärd för att reducera ammoniakavgivningen (se avsnitt 3.3.5; 4.1.8) (Gustafsson, 1988). En utformning av ventilationssystemet så att det blir små luftrörelser och låga lufthastigheter över gödselytan ger låga ammoniakförluster (Gustafsson, 1988; Aarnink & Wagemans, 1997, Massabie *m.fl.*, 1998). En annan åtgärd är att vid nybyggnad av ett stall utforma gödselkanaler djupare, och på så sätt minska luftrörelserna i kulverten. Teoretiska beräkningar har visat att den totala emissionen av ammoniak från ett stall kan reduceras med upp till 30 % om gödselkulverten under spaltgolvet görs 1,20 m djup istället för 0,45 m (se avsnitt 4.1.9) (Andersson, 1995b).

3 ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR NÖTKREATUR

Nötkreaturen står för 58% av ammoniakemissionen i Sverige, 18% av denna ammoniak kommer från djurstallarna, 29% från lagring av gödseln, 39% från spridning av gödseln och 14% från betesdrift (SCB, 2009).

De inhysningssystem som är vanligast för nötkreatur är lösdrift med liggbås eller djupströbädd och byggnader med uppbundna djur. I byggnader med uppbundna nötkreatur är den gödselbemängda ytan mindre än i lösdriftstallarna vilket medför att ammoniakemissionen är lägre. Mätresultat från ett svenskt mjölkstall med uppbundna djur har visat att ammoniakemissionen är ca 18 g/ko och dag om åtgärder gjorts för att minska ammoniakemissionen. Detta motsvarar ca 4% förlust av kväve. Ett stall med uppbundna mjölkkor där inga åtgärder gjorts kan ha ca 5,5% kväveförluster (Gustafsson *m.fl.*, 2005). Från ett svenskt lösdriftstall med liggbås och spaltgolv har mätningar visat att kväveförlusterna var ca 6% eller ca 30 g NH₃/ko och dag (Ngwabie *m.fl.*, 2009a). I ett stall med helt golv i gödselgångarna var ammoniakemissionen ca 24 g/ko vilket motsvarar ca 5,5% kväveförluster (Ngwabie *m.fl.*, 2009b). Utländska undersökningar är i de flesta fall gjorda i stallar med gödselhanteringssystem som inte finns i Sverige. Resultaten visar emellertid att det är en stor variation i ammoniakemission mellan olika stallar med samma inhysningssystem. Ammoniakemissionen från djupströbäddar kan enligt internationella forskningsresultat vara något högre och ger en kväveförlust mellan 4 – 10% (Jeppsson, 2009).

3.1 Nötkreatur i lösdrift – liggbås

De åtgärder som har störst potential i lösdriftstallar med liggbås bygger på att minska den gödselbemängda arean samt utforma golv och urindränering så att urinen snabbt kommer ut från stallet.

3.1.1 Gödselbemängd area

En åtgärd i befintliga stallar är att se till att liggbåsen är så rena som möjligt för gödsel. Genom att regelbundet skrapa bakre delen av liggbåsen rena och ströa dem minskar ytan i stallet där ammoniak avges. Injustering av nackbommens placering i liggbåsen kan också göra att mindre urin och gödsel hamnar i bakkanten av liggbåset. Rena liggbås innebär också bättre hygien vilket är positivt för exempelvis mjölk kvaliteten.

En annan åtgärd i befintliga stallar är att kontrollera urindräneringen och underhålla gödselskraporna. Om urin ansamlas i stallet på grund av att urindräneringen inte fungerar eller att skrapan inte skrapar rent är det risk att ammoniakemissionen ökar.

Vid om- och nybygge är det viktigt att utformningen av liggbåsen görs så att de hålls så rena som möjligt. Liggytan skall ha en lutning ut mot gödselgången på ca 4% så

att eventuell urin rinner ut i gödselgången. Båsens höjd över gödselgången påverkar hygien på liggytan. I en undersökning vid LBT's Golvlaboratorie i Alnarp minskade gödsel förekomsten med 40% på liggytan när liggbåsen var 17 cm över gödselgången jämfört med 9 cm (Herlin, 2005). För att minska mängden gödsel som följer med kornas klövar in i liggbåset skall liggytans nivå vara 200 – 300 mm högre än gödselgången. Detta hindrar också att gödsel hamnar i liggbåset vid utgödning (Kostallplan, 2008).

Planlösningen påverkar hur stora de gödselbemängda ytorna blir i ett lösdriftstall med liggbås. Vid en jämförelse av 11 lösdriftstallar för mjölkkor med mellan 69 och 318 liggbåsar var den gödselbemängda arean mellan 2.7 och 4.4 m²/liggbås. Framförallt är det antalet liggbåsrader och bredden på gödselgångarna som har betydelse men även placering och utformning av andra funktioner i stallen. En enkel liggbåsrad på båda sidor om foderbordet ger den största gödselbemängda arean per liggplats. Tre liggbåsrader på båda sidor om foderbordet ger den minsta gödselbemängda arean per liggplats.

Bredden på gödselgångarna påverkar direkt den gödselbemängda arean. Djurskyddsbestämmelserna anger minimimått för gångarna men för att få en bra funktion i stallen görs gångarna bredare framförallt vid foderbordet där gödselgången i stora besättningar kan vara 4 m breda. Här är alltså en konflikt mellan lägre ammoniakemission och bra funktion i stallen. Ett alternativ som ger mindre gödselbemängd area är att bygga ätbås längs foderbordet som minskar bredden på gödselgången från exempelvis 4 m till 2.4 m.

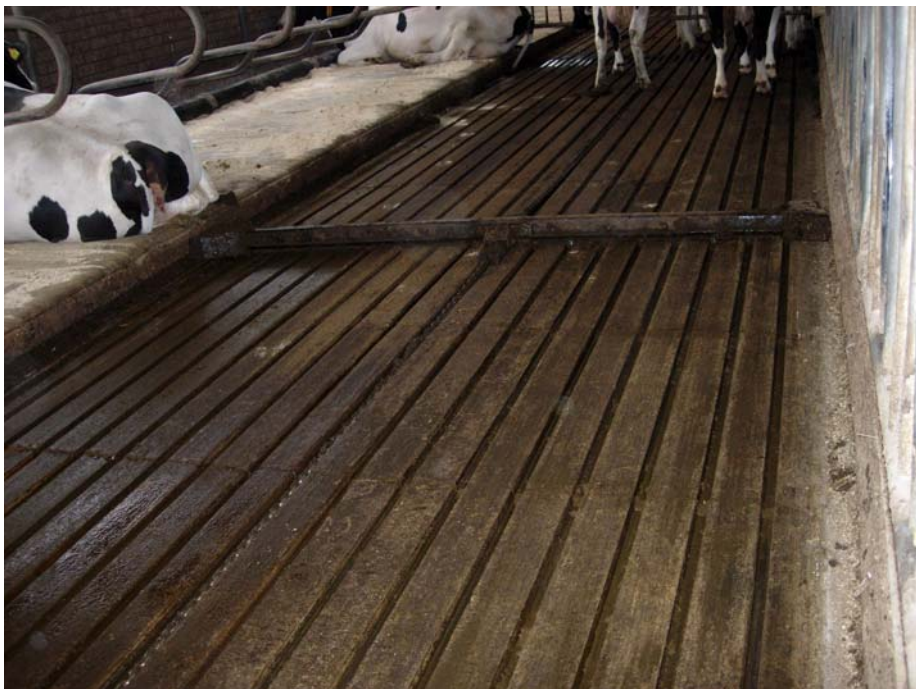
3.1.2 Spaltgolv eller helt golv

Om spaltgolv eller helt golv i gödselgångarna ger minst ammoniakemission är inte helt klart. Här är det framförallt två grundläggande faktorer som påverkar ammoniakemissionen; dels den gödselbemängda arean, dels luftrörelserna under spalten. Även lagringstiden under spaltgolvet har betydelse (se avsnittet 3.1.4). Med spaltgolv blir den gödselbemängda ytan ca dubbelt så stor (kulverten och tre sidor av spaltstavarna). Samtidigt är luftväxlingen i kulverten bara ca en tredjedel av luftväxlingen över spalten (Jeppsson & Gustafsson, 2006). I Danmark har mätningar på ammoniakemission gjorts i öppna lösdriftstallar med olika typer av golv (Zhang *m.fl.*, 2005). Mätningarna visade att ett spaltgolv med 0.4 m djup kulvert och daglig utgödning har samma ammoniakemission som ett helt golv med urindränning och daglig utgödning. Ett helt golv utan urindränning visade sig vara klart sämre än spaltgolv. Holländska mätningar indikerade att ammoniakemissionen är ungefär lika hög från spaltgolv som från helt golv utan urindränning men dessa mätningar har gjorts i stallar där gödseln lagras under golvet i en 1,65 m djup gödselkanal (Swierstra *m.fl.*, 1995, Braam *m.fl.*, 1997b). Undersökningar visade också att med 3% lutning mot urindränning i mitten på det hela golvet var ammoniakemissionen 50% lägre än för spaltgolvet (Swierstra *m.fl.*, 1995). Mätningar utförda vid LBT indikerar att ammoniakemissionen är något mindre från ett stall med helt golv än från ett stall med spaltgolv. Resultaten är endast från två stallar och någon generell slutsats för alla stallar kan inte göras (Ngwabie, 2009a; Ngwabie, 2009b).

3.1.3 Utformning av helt golv

Mycket forsknings- och utvecklingsarbete har gjorts framförallt i Holland för att få fram den bästa utformningen av helt golv för nötkreatur avseende ammoniakemission. Två faktorer har betydelse vid utformningen av ett helt golv; avståndet från platsen för urinering till urindränning samt golvets renhet (Kroodsma *m.fl.*, 1993). Det viktigaste är alltså att dränera bort urinen från golvet. Jämförande mätningar visar att 3% lutning mot urindränning i mitten av gödselgången ger 50% minskning i ammoniakavgång. Lutning på 3 % mot urindränning vid en sida av gödselgången ger 21% minskning (Braam *m.fl.*, 1997a; Braam *m.fl.*, 1997b).

I Holland har ett golv utvecklats med ett flertal längsgående urinkanaler försedda med dräneringshål (se figur 12). Urinkanalerna är 30 mm djupa och 35 mm breda och placerade med 160 mm cc-avstånd (Swierstra *m.fl.*, 2001). En skrapa med tänder som passar i urinkanalerna håller golvet rent. Golvet är utvecklat som ett alternativ till spaltgolv i system där gödseln lagras under spaltgolvet i kanaler. Enligt holländska och danska uppgifter förväntas golvet minska ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med spaltgolv och lagring av gödsel under spalt (Swierstra *m.fl.*, 2001; Rasmussen *m.fl.*, 2004). I Danmark finns två typer av element, ett med längsgående urinkanaler och ett med fiskbensmönster mot mitten av gödselgången (Rasmussen *m.fl.*, 2004). Danska mätningarna har emellertid indikerat att ammoniakemissionen är likvärdig med ett helt golv som har 3% lutning mot mitten av gödselgången och ett spaltgolv med 0,4 m djup kulvert och daglig utgödning (Zhang *m.fl.*, 2005).



Figur 12. Golv med längsgående urinkanaler vid försöksgården de Marke, Holland.

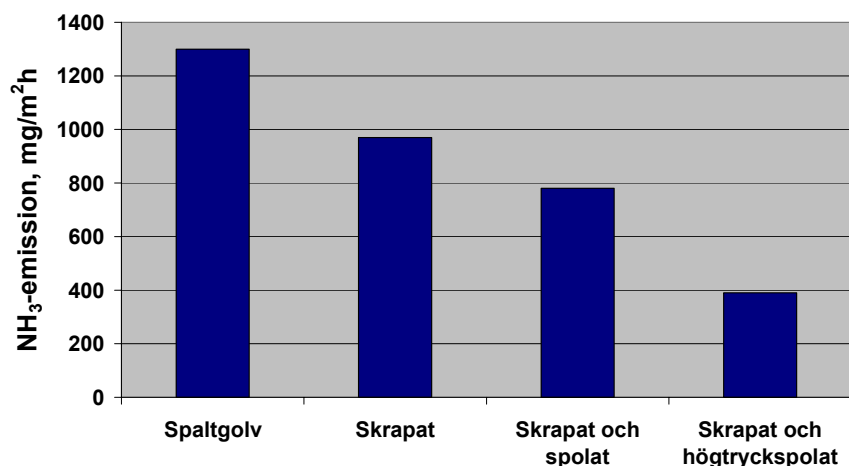
3.1.4 Utgödslingsintervall, skrapning, spolning

Utgödslingsintervallet och lagringstiden i stallet påverkar hur mycket gödsel som är exponerad för luft och därmed även ammoniakavgivningen. Undersökningar med olika långa utgödslingsintervall under spaltgolv i ett slaktgrisstall har visat att koncentrationen av ammoniak ökar först vid intervall längre än ett dygn (Gustafsson, 1988). Utgödsling 1 - 2 gånger per dygn är alltså tillräckligt för att förhindra en ökning av ammoniakavgivningen på grund av gödselns lagring i ett stall med spaltgolv. Efter tre dagars lagringstid hade ammoniakavgången ökat med ca 40% (Gustafsson, 1988). Fel på utgödslingen medför alltså en risk för ökad ammoniakemission.

Idag finns även system för skrapning och spolning av spaltgolvets ovansida. Ungefär 60% av ammoniakemissionen kommer från spaltgolvet och 40% från gödselkulverten (Kroodsma *m.fl.*, 1993). Orienterande mätningar vid Alnarps försöksstall, Mellangård, har visat att ammoniakemissionen från spaltstavarna minskar med ca 25% efter mekanisk skrapning (se figur 13.) (Andersson *m.fl.*, 1994). Skrapning av spalten ger också en indirekt effekt. Mängden gödsel i liggbåsen minskar med 45% vid skrapning var 3:e timme (Malmström & Herlin, 2003). Skrapning av spaltgolv har emellertid i holländska mätningar inte gett någon effekt på ammoniakemissionen (Kroodsma *m.fl.*, 1993).

I Holland har mätningar gjorts med spaltgolv före och efter spolning av spalten. I ett försök spolades spaltgolvet en kort period (2 s) med 1-2 timmars mellanrum vilket reducerade ammoniakemissionen med 30%. Vattenförbrukningen var 50-100 l per ko och dag. Det framkom också att spolning i anslutning till skrapning minskar vattenförbrukningen (Kroodsma *m.fl.*, 1993). I ett annat försök skrapades och spolades ett spaltgolv varannan timme vilket reducerade ammoniakemissionen med 14%. Vattenförbrukningen i detta försök var 20 l per ko och dag (Ogink & Kroodsma, 1996). Spolning av spaltgolvet ökar lagringsvolymen för gödseln.

Antalet skrapningar per dygn på en gödselgång av helt golv påverkar ammoniakemissionen. I en holländsk undersökning minskade ammoniakemissionen med 5 %-enheter vid utgödsling var 15:e minut jämfört med utgödsling varannan timme. Samma resultat erhöles både för helt golv med och utan urindränering (Braam *m.fl.*, 1997a; Braam *m.fl.*, 1997b). Försök i USA visar emellertid liten effekt på ammoniakemissionen vid skrapning sex gånger per dygn jämfört med två gånger per dygn (Moriera & Satter, 2006). I den holländska undersökningen utfördes samtidigt försök med spolning av helt golv. Vid spolning varannan timme med totalt 6 l per ko och dygn minskade ammoniakemissionen med 15 %-enheter för ett helt golv med 3% lutning mot mitten (Braam *m.fl.*, 1997a; Braam *m.fl.*, 1997b). Spolning medför att det blir mer flytgödsel att lagra.



Figur 13. Ammoniakemission från spaltgolvstavlar efter skrapning och spolning (efter Andersson *m.fl.*, 1994).

3.1.5 Lägre lufttemperatur i stallet

Lägre lufttemperaturen i ett stall kan åstadkommas, dels genom att öka luftflödet, dels genom att bygga en oisolerad byggnad istället för en isolerad. Lägre lufttemperatur i stallet ger lägre ammoniakavgivning om det är samma luftflöde. Frågan är om lägre lufttemperatur i stallet ger lägre ammoniakavgivning om temperatursänkningen utförs genom att öka luftflödet. Denna fråga är inte riktigt klarlagd ännu. Problemet är att för att få lägre lufttemperatur i stallet ökas luftflödet. Ett ökat luftflöde ger högre ammoniakavgivning. Mätningar i ett isolerat stall för 42 bunda mjölkkor har visat att ammoniakavgivningen ökar om lufttemperaturen sänks genom att öka luftflödet (se avsnitt 3.3.4).

En annan fråga som ännu inte är klarlagd är om ammoniakavgivningen är lägre eller högre från en oisolerad byggnad jämfört med en isolerad. Orienterande simuleringar utförda vid LBT visar preliminärt att ammoniakavgivningen kan vara ca 30% lägre från ett oisolerat stall jämfört med ett isolerat med 12 °C innetemperatur. Resultatet från simuleringarna måste bekräftas med mätningar innan ett säkert svar kan ges.

3.1.6 Utformning av ventilationssystem

Luftläckage in i stallar genom utgödslingssystemet är tyvärr alltför vanligt. Att effektivt förhindra att luft sugas in via gödselkultvertarna är en viktig förutsättning för att minska ammoniakförlusterna. Om kultvertarna inte är säkert avstängningsbara mot uteluften kommer de att fungera som luftintag och luften kommer att dra upp föroreningar från gödseln. Det här kan elimineras genom täta luckor, vattenlås eller utsugningsfläktar i utgående kultvertar (se figur 18). I de fall det finns kanaler för urindränning är det bra med vattenlås och gärna utsugningsfläktar även i dessa kanaler.

Fläktar anslutna till utgående gödselkylvert och urindräneringskanal skall justeras till ett så lågt flöde att det precis förhindrar att luft tränger upp ur dessa kanaler till stalluften (Sannö, *m.fl.*, 2003).

I mekaniskt ventilerade stallar påverkar luftintagens funktion och placering ammoniakemissionen eftersom de påverkar luftrörelserna kring de ytor som är täckta med gödsel. Vid val och placering av luftintag bör man därför eftersträva att de ger så låga lufthastigheter som möjligt kring dessa ytor. Det är djuren som behöver frisk uteluft inte gödseln.

3.2 Nötkreatur i lösdrift– djupströbädd

Byggnader med djupströbädd för nötkreatur är i de flesta fall oisolerade med naturlig ventilation. I befintliga lösdriftsstallar med djupströbädd kan ammoniakförlusterna minskas genom; att tillföra större mängd strömedel och därmed höja C/N-kvoten och sänka vattenhalten; att tillföra torv som absorberar mycket ammoniak/ammonium, samt genom att hacka ströhalmen och därmed minska tillgången på syre i bädden. Vid nybygge av stallar med djupströbädd blir ammoniakemissionen också mindre genom att kombinera djupströbäddsarean med en gödselgång längs foderbordet (Jeppsson, 2000).

3.2.1 Mängden strömedel

Mängden strö har stor betydelse för hur mycket ammoniak som avges från djupströbäddar (ECE, 2007). Analys av gödseln i djupströbäddar har visat att C/N-kvoten är omkring 20 (Jeppsson, 1999). Vid C/N-kvoten 50 avges ingen ammoniak från fastgödsel som komposteras (Kirchmann, 1985). Genom att öka mängden strömedel ökar man C/N-kvoten i bädden och minskar vattenhalten (se avsnitt 2.2.7). I tabell 5 anges strömedelsbehovet vid djupströbäddar för olika djurkategorier (SJV, 1995).

Tabell 5. Strömedelsbehov vid djupströbädd för olika djurkategorier (SJV, 1995)

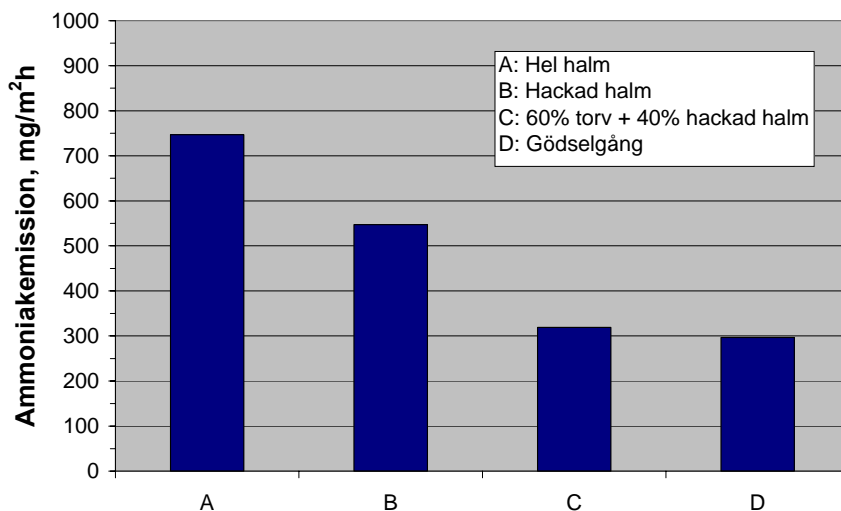
Djurkategori	Hel djupströbädd kg halm/djur o dag	Djupströbädd med gödselgång kg halm/djur o dag	Glidande ströbädd kg halm/djur o dag
Mjölkkö 10000 kg/år	15,6	9,4	6,6
Mjölkkö 8000 kg/år	14,6	8,8	6,1
Kviga/stut 2-12 månader	3,1	1,9	1,3
Kviga/stut 13-24 månader	5,6	3,3	2,3
Gödtjur 2-12 månader	3,7	2,2	1,6
Vallfodertjur 2-16 månader	5,2	3,1	2,2
Betestjur 2-18 månader	6,2	3,7	2,6
Diko	6,7	4,0	2,8

3.2.2 Tillsats av torv

Ett flertal egenskaper gör att torv (vitmossetorv) är ett lämpligt strömedel i djupströbäddar. Torv har hög vattenbindande förmåga, lågt pH och framförallt en förmåga att kemiskt binda ammoniak. Torv kan binda fyra gånger mer ammoniak per mängd torrsubstans än halm. En undersökning av Kemppainen (1987) visar att torv (vitmossetorv) absorberar 2.7% ammoniak per mängd ts vid 70% vattenhalt. Andra typer av torv binder bara 0.26 – 0.86% av mängden torrsubstans (Peltola, 1985). Undersökningar visar att en bädd som innehåller 60% torv och 40% hackad halm minskar ammoniakemissionen med 50% jämfört med en bädd av långhalm (se figur 14) (Jeppsson, 1999). Torvens andel av strömaterialiet bör inte överstiga 60% för annars är det risk att bäddens bärförmåga inte är tillräcklig för tunga nötkreatur (Kappuinen, 1992).

3.2.3 Strömedlets hackselängd

Försök har visat att en djupströbädd av hackad halm (10-20 mm strållängd) för ungnöt avger ca 25% mindre ammoniak än en bädd av långhalm (Jeppsson, 1999). Samtidigt var temperaturen i bädden lägre än i bädden med långhalm. Genom att hacka halmen blir det förmodligen mindre syre i bädden vilket ger lägre temperatur och därmed lägre ammoniakemission (Jeppsson, 1999). Hackad halm ger samtidigt sämre bärförmåga.



Figur 14. Ammoniakemission från djupströbädd med hel halm, hackad halm samt 60% torv och 40% hackad halm samt från gödselgång (efter Jeppsson, 1999).

3.2.4 Gödselgång längs foderbordet

Vid nybygge påverkar valet av djupströbäddssystem hur mycket ammoniak som kommer att avges från stallet. Mätningar vid LBT har visat att ammoniakavgivningen från

gödselgången är ca 60% mindre än från en djupströbädd med strömaterial av långhalm (Jeppsson, 1999). Genom att minska arean med djupströbädd och göra en gödselgång längs foderbordet minskar ammoniakemissionen. Mängden gödsel på gödselgången kan variera beroende på utformning men är normalt ca 50% av den totala gödselmängden (Bengtsson & Sällvik, 1994). För växande ungnöt kan mängden gödsel på gödselgången öka från 30% till 70% under stallperioden (Jeppsson *m.fl.*, 1997).

3.3 Uppbundna nötkreatur

Byggnader med bundna nötkreatur är fortfarande vanlig i Sverige. Ombyggen för bundna nötkreatur är framförallt aktuellt i mindre djurstallar vid omändring från mjölk- till nötköttproduktion. I nybyggda stallar skall nötkreatur hållas i lösdrift (DFS, 2007). Inom ekologisk produktion skall alla nötkreatur gå i lösdrift från den 1 januari 2011. Möjlighet finns att få dispens till den 31 december 2013. På små ekologiska jordbruksföretag får nötkreatur hållas bundna om de har tillgång till bete under betesperiod och rastning 2 ggr/vecka när bete inte är möjligt (EG, 2008).

De åtgärder som har störst potential i befintliga stallar för uppbundna nötkreatur är att minska den gödselbemängda arean och att hindra att luft med hög ammoniakkoncentration sugas in i stallet via gödselkulvert och urindränering. Vid ombygge kan det vara ett alternativ att kyla gödseln i gödselrännorna.

3.3.1 Gödselbemängd area

En åtgärd i befintliga stallar är att se till att båspallen är så ren som möjligt. Genom att regelbundet skrapa bakre delen av båspallen och ströa den minskar arean i stallet där ammoniak avges. Justering av inredningen kan också göra att mindre urin och gödsel hamnar i bakkanten av båspallen. Ren båspall innebär också bättre hygien vilket är positivt för exempelvis kvalitén på mjölken.

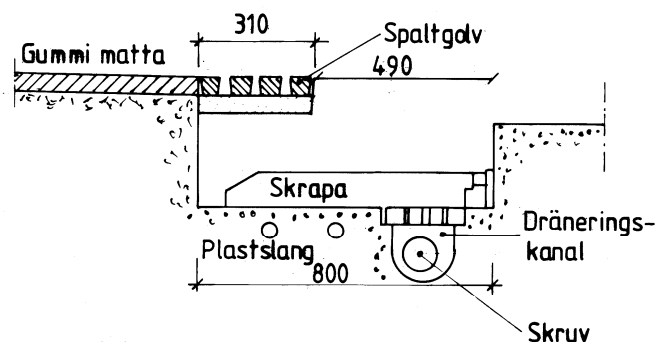
Vid om- och tillbygge är det viktigt att utformningen av båspallen görs så att den hålls så ren som möjligt. Liggytan skall ha en lutning ut mot gödselgången på ca 2% så att eventuell urin rinner ut i gödselgången. Bakre delen av båspallen kan med fördel utrustas med gödseldrainerande gummispaltgolv (se figur 15),



Figur 15. Båspall och gödselränna i försöksstallet Brogården i Skara.

3.3.2 Utformning av gödselränna och urindränering

Det viktiga vid utformningen av gödselrännan är att avskilja urinen så snabbt som möjligt. Rännans botten bör luta 3% mot urindräneringen (se figur 16). Urinen bör ledas ut ur stallet i separat rörsystem. Luften i urindräneringskanalen kan innehålla 700 ppm ammoniak vilket är en mycket hög koncentration. För att förhindra att gödselgaser tränger upp i stallet från urindräneringskanalen bör en mindre luftmängd evakueras från urindräneringssystemet med hjälp av en radialfläkt (Gustafsson, *m.fl.*, 2005).



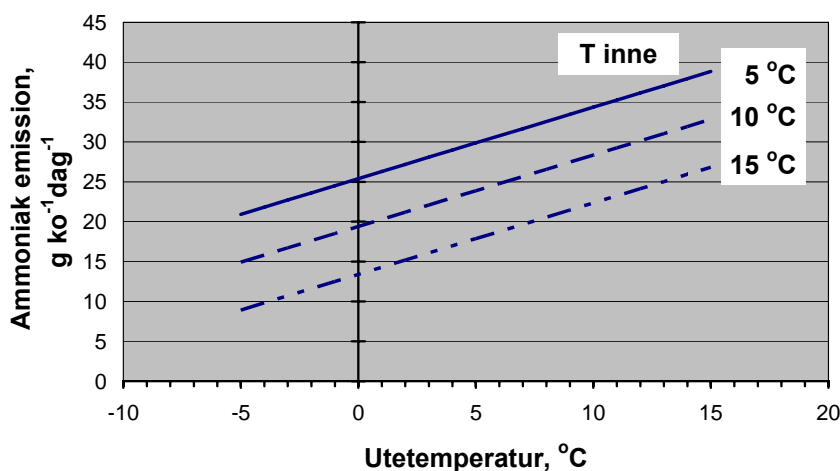
Figur 16. Exempel på utformning av gödselränna (Gustafsson, *m.fl.*, 2005).

3.3.3 Kylning av gödseln i gödselrännan

Temperaturen på gödseln i stallet har stor inverkan på hur mycket ammoniak som avges. Genom att gjuta ned PVC-slangar i gödselrännans botten kan gödseln kylas med inkommande dricksvatten (se figur 16) eller med en värmepump. I ett stall för 42 bundna mjölkkor minskade ammoniakavgången med ca 20% och vattnets temperatur höjdes med ca 6 °C. Temperaturen på gödselrännans botten sänktes samtidigt med ca 2 °C (Gustafsson, *m.fl.*, 2005).

3.3.4 Lägre lufttemperatur i stallet

Mätningar i ett isolerat stall för 42 bunda mjölkkor har visat att ammoniakavgivningen ökar om lufttemperaturen sänks genom att öka luftflödet (se figur 17). Vid exempelvis utetemperatur +5 °C ökar ammoniakavgivningen från 20 till 25 g per ko och dag om lufttemperaturen minskas från 10 °C till 5 °C. Figuren visar också att ammoniakavgivningen i ett djurstall är lägre när utomhustemperaturen är låg beroende på att luftflödet är lägre (Gustafsson, *m.fl.*, 2005). Mätningarna är endast från ett stall och någon generell slutsats för alla stallar kan inte göras.



Figur 17. Ammoniakemission beroende av lufttemperatur i försöksstallet Brogården i Skara (efter Gustafsson *m.fl.*, 2005)

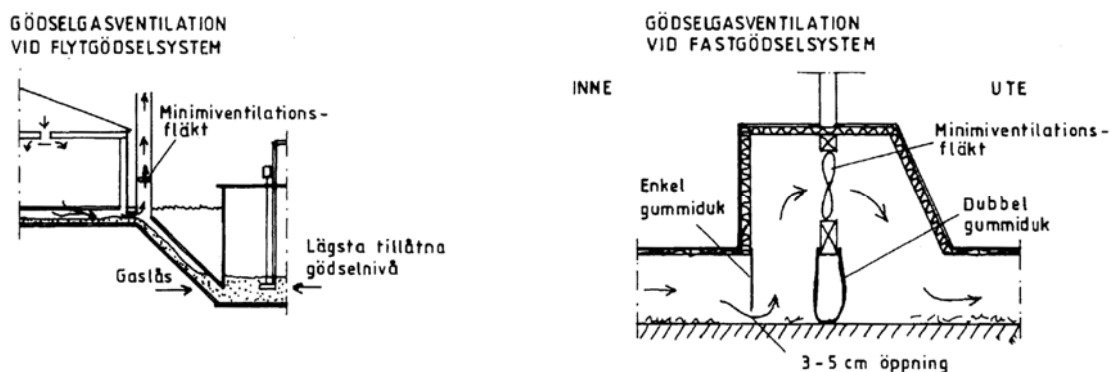
3.3.5 Utformning av ventilationssystem

Luftläckage in i stallar genom utgödslingssystemet är tyvärr alltför vanligt. Att effektivt förhindra att luft sugas in via gödselkulvertarna är en viktig förutsättning för att minska ammoniakförlusterna. Om kulvertarna inte är säkert avstängningsbara mot uteluften kommer de att fungera som luftintag och luften kommer att dra upp föroreningar från gödseln. Det här kan elimineras genom täta luckor, vattenlås eller utsugningsfläktar i

utgående kulvertar (se figur 18). I de fall det finns kanaler för urindränning är det bra med vattenlås och gärna utsugningsfläktar även i dessa kanaler.

Fläktar anslutna till utgående gödselkulvert och urindränningskanal skall justeras till ett så lågt flöde att det precis förhindrar att luft tränger upp ur dessa kanaler till stalluften (Sannö, *m.fl.*, 2003).

Luftintagens funktion och placering påverkar ammoniakemissionen eftersom de påverkar luftrörelserna kring de ytor som är täckta med gödsel. Vid val och placering av luftintag bör man därför eftersträva att de ger så låga lufthastigheter som möjligt kring dessa ytor. Det är djuren som behöver frisk uteluft inte gödseln.



Figur 18. Exempel på gödselgasventilation vid flytgödsel- och fastgödselsystem

3.4 Andra inhysningssystem

Glidande ströbädd (straw flow) är ett inhysningssystem där golvet lutar 5-10% mot en gödselgång. Nytt strö läggs framförallt på den övre delen av bädden. När djuren rör sig över ströbädden glider den ner mot gödselgången. Liksom för djupströbäddar är det viktigt att använda mycket strö för att minska ammoniakemissionen. För att ge låg ammoniakemission skall det ges minst 5-6 kg strö per 500 kg kroppsvikt (ECE, 2007). Internationella resultat från två mätningar visar att ammoniakemissionen från glidande ströbädd kan vara mellan 4 – 20% (Jeppsson, 2009).

3.5 Utomhusytor och betesgång

Ammoniakemission från hårdgjorda rastgårdar för nötkreatur har framförallt undersökts i England. Mätningar från tre rastgårdar med utfodring för köttdjur gav ett medelvärde på 200 mg N/m²h. Från samlingsfålla för mjölkkor var ammoniakemissionen 280 mg N/m²h och från en rastgård med utfodring för mjölkkor 690 mg N/m²h (Misselbrook *m.fl.*, 2001). Webb (2001) anger 220 mg N/m²h från rastgård med utfodring (4.3 m² per djur) och i ensilagesilo vid självutfodring (4.7 m² per djur). Ammoniakemissionen från

rastgårdar har en tydlig årstidsvariation med högsta värden under sommaren (Ellis *m.fl.* 2001). Misselbrook *m.fl.* (2006) anger emissionsfaktorn 11.3 g N per djur och dag från rastgårdar för mjölkkor och 23.5 g N per djur och dag från köttdjur. Detta motsvarar ungefär 3-6 % kväveförluster.

En möjlighet att minska ammoniakemissionen från hårdgjorda rastgårdar är att minska arean per djur. Genom att minska arean för dikor från 4.8 till 2.4 m² per djur reducerades ammoniakemissionen med ca 40% (Misselbrook *m.fl.*, 2006). Skrapning av rastgården reducerade ammoniakemissionen med 93% under vintern men ökade ammoniakemissionen med 54% under sommaren. Mätningarna utfördes i England med regniga vinterförhållanden vilket anges som möjlig förklaring till skillnad mellan vinter och sommar.

Skrapning samt högtrycksspolning reducerade ammoniakemissionen med ca 90%. Högtrycksspolningen tog 15-30 minuter per dag och det gick åt 10-30 l per djur och dag. Skrapning och tillsats av ureasinhibator (fosforamid) reducerade ammoniakemissionen med 65% (Misselbrook *m.fl.*, 2006).

4 ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR GRISAR

Grisproduktionen står för 12% av ammoniakemissionen i Sverige, 47% av denna ammoniak kommer från djurstallarna, 22% från lagring av gödseln och 31% från spridningen av gödseln (SCB, 2009).

Den traditionella slaktgrisboxen i Sverige är långtrågsboxen som består av en ät- och liggyta av helt golv samt en gödselyta av betongspalt. Gödseln förs ut ur stallet med skrapor eller med vakuumutgödsling. Det finns varianter med tvärtråg samt för utfodring med foderautomat. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation. Storboxar med ströbädd eller ”straw-flow” finns också framförallt inom ekologisk grisproduktion. Dessa byggnader är oisolerade eller delvis isolerade med naturlig ventilation. Mätningar vid LBT’s försöksstall för slaktsvin, Alnarp Södergård, visar att ammoniakemissionen från en traditionell långtrågsbox med betongspalt är ca 1.4 – 1.6 kg NH₃ per grisplats och år. I försöksstallet är 40% av golvytan spaltgolv.

Internationellt jämförs ammoniakemissionen för olika inhysningssystem för slaktgrisar med en byggnad som har mekanisk ventilation, helspalt och med lagring av gödsel i en djup kulvert. Ammoniakemissionen för dessa system i Europa ligger mellan 2.4 – 3.0 kg per grisplats och år. Inhysningssystem med delvis spaltgolv, betongspalt och mekaniska skrapor ger 40% lägre ammoniakemission vilket ger 1.4 – 1.8 kg per grisplats och år (ECE, 2007). Delvis spaltgolv, betongspalt och vakuumutgödsling reducerar ammoniakemissionen med 25% jämfört med referensboxen. Ströbäddsboxar kan öka ammoniakemissionen med 0 – 33% jämfört med referensboxen (BREF 07.06, 2003). Ammoniakemissionen från boxar med ”straw-flow” har undersökts i Österrike av Amon *m.fl.* (2007) och var 2,2 kg per grisplats och år, dvs ca 25% lägre än referenssystemet.

Tillväxtboxar i Sverige utformas vanligen med liggyta av helt golv samt gödselyta av dränerande golv. Det dränerande golvet är av betong, plast eller gjutjärn. Gödseln gödslas ut med skrapor under spalt. Boxarna utformas antingen som småboxar för en kull eller som storboxar för 2-3 kullar. Det finns också system där grisarna efter avvänjning går på ströbädd i boxar för 8-10 kullar. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation. Det finns inga forskningsresultat på ammoniakavgivning från tillväxtavdelningar i Sverige.

Internationellt är det tillväxtboxar med helspalt och gödsellagring under spalt som är referenssystemet. Ammoniakemissionen från detta system bedöms vara mellan 0.6 – 0.8 kg per plats och år. Ett system med delvis spaltgolv och skrapor under spalt, liknande det svenska, bedöms reducera ammoniakemissionen med 35 – 70% jämfört med referenssystemet (ECE, 2007). Boxar med vakuumutgödsling reducerar ammoniakemissionen med 25 – 35% jämfört med referensboxen (BREF 07.06, 2003).

Golvytorna i grisionsboxar består av en liggyta av helt golv och en gödselyta som eventuellt är avskild från boxen. I svenska system är inte suggan fixerad utan rör sig fritt i boxen utom eventuellt en kort tid vid grisning. Detta innebär att boxytan är större än i internationella system där suggan är fixerad. Gödselytan är vanligen ett dränerande golv av plast eller gjutjärn men kan också vara ett helt golv. Grisionsavdelningen kan också bestå av en ströbädd med separata grisionsboxar. Byggnaderna är isolerade med

mekanisk ventilation. Ammoniakavgivningen från svenska grisningsavdelningar är inte utforskat.

Internationellt är referenssystemet för grisningboxar en box där suggan är fixerad. Hela boxen är försedd med spalt (gjutjärn eller plast) och med gödsellagring under spalt. Denna box avger 8.3 – 8.7 kg NH₃ per suggplats och år (ECE, 2007). En grisningsbox med fixerad sugga och delvis spaltgolv samt gödselskrapa kan ge 35 – 52% minskning av ammoniakemissionen jämfört med referenssystemet (BREF 07.06, 2003). Det finns inga internationella resultat redovisade för grisningsboxar med lösgående sugga med delvis spaltgolv eller på ströbädd.

Vanliga boxsystem i svenska betäcknings- och dräktighetsavdelningar är ströbäddsboxar med individuella ätbås, boxar med långsamutfodring och gödselyta, boxar med individuella ätbås, gödselyta och liggyta (trerummare) samt ströbäddsboxar med spaltgolv och transponderutfodring. Gödselytor kan antingen vara av dränerande golv eller helt golv. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation men för ströbäddsboxar kan de också vara oisolerade med naturlig ventilation. Det finns inga forskningsresultat på ammoniakemission från betäcknings- och dräktighetsavdelningar i Sverige.

Internationellt anges boxar med helpalt och gödsellagring under spalt som referenssystem med ammoniakemission mellan 3.12 – 4.2 kg per suggplats och år (ECE, 2007). Detta system finns inte i Sverige. Boxar med delvis spaltgolv och gödselskrapa under spalt ger 30% reduktion av ammoniakemissionen. Delvis spaltgolv och vakuumbesättning ger 25% reduktion jämfört med referensboxen. Ströbäddsboxar utan separata gödselytor anses ha 0 – 67% högre ammoniakemission och ströbäddsboxar med gödselytor och transponderutfodring 38% lägre ammoniakemission jämfört med referensboxen (BREF 07.06, 2003).

I Holland har det gjorts mätningar i ett ströboxsystem med kombinerade golvytor. Boxarna hade 60% ströbäddsyta, 17% spaltgolv och 23% helt golv. Totala golvytan var 2.25 m² per sugga. Ammoniakemissionen från stallet var 8.7 g per sugga och dag vilket motsvarar 3.2 kg per suggplats och år (Groenestein, *m.fl.*, 2007).

Forskning och utveckling kring ammoniakemission från inhysningssystem för grisar har framförallt behandlat stallar för slaktgrisar. Åtgärder i slaktgrisstallar kan även vara aktuella i tillväxt, grisnings-, betäcknings- och dräktighetsavdelningar. Nedan har åtgärderna indelats i boxar med dränerande golv och ströbäddsboxar.

4.1 Boxar med dränerande golv

Ammoniakemissionen från ett slaktgrisstall ökar under slaktsvinsomgången eftersom grisarna växer och mängden gödsel i stallet ökar, gödselarean ökar samt luftflödet genom stallet ökar. Under sommaren när luftflödet samt luft- och gödseltemperaturen är högre är ammoniakemissionen större. Ammoniakemissionen är också högre under dagen än under natten eftersom grisarna är mer aktiva under dagen. Speciellt antalet urinerings påverkar ammoniakemissionen eftersom urean snabbt övergår till ammoniak (se avsnitt 2.2.9).

4.1.1 Gödselbemängd area i boxarna

Risken för sämre renhet i boxarna och därmed större gödselarea ökar under sommarhalvåret när lufttemperaturen blir högre och ökar också i slutet av en slaktsvinsomgång (Aarnink, *m.fl.*, 1995). Ju större gödselarea desto större inverkan har luftflöde och lufttemperatur på ammoniakemissionen (Ni, *m.fl.*, 1999).

En åtgärd i befintliga stallar är att se till att boxarna är så rena som möjligt. Renskrapning av liggytor och bakre delen av ätbåsen för sinsuggor vid behov minskar den gödselbemängda arean och därmed även ammoniakavgången. Om grisarna ”lär sig” att gödsla på rätt plats i boxarna blir den gödselbemängda ytan mycket mindre och därmed blir även ammoniakkoncentrationen och ammoniakemissionen lägre. En annan åtgärd i befintliga stallar är att kontrollera att ventilationsanläggningen fungerar och ger en bra stallmiljö och rena boxar. Vid om- och nybygge är det viktigt att utformningen av boxarna ger rena boxar. Funktionen i boxen skall ge en lättskött box och fungera bra så att grisarna gödslar på rätt plats.

Vid om- och nybygge skall boxgolvs lutning vara 2-3% mot det dränerande golvet för att urin skall dräneras bort. För att få ut urinen från stallet så snabbt som möjligt bör gödselgångar av helt golv förses med urindränering. Gödselgångarna skall luta 3 % mot urindräneringen (Olsson & Ascárd, 2008).

Slaktgrisboxen skall inte utformas alltför liksidigt då detta ökar risken för att grisarna gödslar i en eller flera liggytehorn. För att grisarna skall hålla boxarna så rena som möjligt bör gödselytan göras större än vad som krävs och uppgå till minst 25% av liggytan. Liggytan, däremot, bör aldrig göras större än vad som krävs eftersom en stor liggyta ökar risken för att grisarna gödslar på liggytan (Olsson & Ascárd, 2008).

I boxar med foderautomat placeras denna vid mellanvägg på den sida där öppningen är till gödselgången. Bitventiler med ständig vattentillgång placeras i gödselgången på ett sådant sätt att grisarna vänder sig i gödselgången för att undvika gödselansamling vid ingången till boxen (Olsson & Ascárd, 2008).

Långtrågsboxar med delad gödselgång ger mindre spaltgolvsyta (ca 25% av boxytan) och därmed också mindre gödselkanalyta än om boxen har hel gödselgång (ca 40% av boxytan). Vid delad gödselgång är spaltgolvsytan ca 0.24 m² per gris jämfört med ca 0.40 m² vid hel gödselgång. Om liggytan hålls lika ren bör ammoniakemissionen vara lägre från boxen med delad gödselgång. Försök i Holland har visat att ammoniakemissionen kan reduceras med 20% om spaltgolvsarean för tillväxtgrisar minskas från 50% till 25%. För slaktgrisar minskade ammoniakemissionen med 10% (Aarnink *m.fl.*, 1996).

För att erhålla god boxhygien i tillväxtboxar ska inte liggytorna överdimensioneras. Dessutom är tillräckligt stor gödselyta positivt för boxhygien. För småboxar (10 tillväxtgrisar) är det generellt bättre med smalare boxar för att få en bra boxhygien. Om det är en box med foderautomat är placeringen mycket viktig för att få en bra boxhygien. Den skall vara placerad ca 2/3 ned i boxen och vid den sida där det finns en öppning ut till gödselgången. Foderautomater i storboxar placeras mot mellanväggen i anslutning till gödselytan. Bitventiler för kompletterande vattentillgång placeras över spalt (Olsson & Ascárd, 2008).

För att det dränerande golvet i slaktgris- och tillväxtboxar skall hållas rent bör grindarna i gödselgången vara glesa så att grisarna har kontakt mellan boxarna. På så sätt blir det mer aktivitet på spalten och den hålls renare. (Olsson & Ascárd, 2008).

I slaktgris- och tillväxtboxar kan golvvärme läggas för hela liggytan och bör användas så att det styr gödslings- och liggbeteendet (Olsson & Ascárd, 2008). Värme till golvytan kan exempelvis tas via värmepump och kylning av gödseln i gödselkylverten (se avsnitt 4.1.6).

Grisningsboxen skall vara utformad så att suggan och kullen styrs till rätt gödslingsbeteende. Även i boxtyper med ätbås/gödselyta/liggyta för sinsuggor är det viktigt att boxarna fungerar och att suggorna inte börjar gödsla på liggytan. Boxsystem som har mindre gödselyta per sugga ger lägre ammoniakemission endast om boxen fungerar så att grisarna enbart gödslar på gödselytan.

4.1.2 Gödselbemängd area i gödselkylverten

Ammoniakemissionen från ett grisstall med spaltgolv kommer dels från gödselkanalen och dels från golvytorna i stallet inkl spaltgolvet. Hur stor del som kommer från gödselkanalen varierar förmodligen med förhållandena i stallet exempelvis spaltgolvsarean och luftrörelserna i stallet. Mätningar i ett slaktgrisstall med 40% spaltgolvsarea och skrapor under spalt har visat att 47% av ammoniakemissionen kommer från gödselkanalen vid högevakuering. Andelen verkade öka med ökande luftflöde genom stallet (Jeppsson & Gustafsson, 2006). I utländska system där gödseln lagras under spalt kommer större delen av ammoniakemissionen (ca 80%) från utrymmet under spalt (Aarnink, *m.fl.*, 1996).

En åtgärd som beskrivs internationellt (BREF 07.06, 2003; ECE, 2007) är att minska den gödselbemängda arean i gödselkylvertarna. Genom att göra kylvertarna V-formade med sluttande plan minskar gödselytan. De sluttande planen skall ha en glatt yta så att gödseln inte fastnar. För slaktgrisboxar anges att det sluttande planet mot boxens liggyta minst skall ha 45° lutning och att ett eventuellt sluttande plan mot andra sidan skall minst ha 60° lutning. Gödselytan i gödselkanalen minskas till max 0.18 m² per gris. Eventuellt kan detta vara ett alternativ för gödselkanaler även i Sverige men det bör göras praktiska försök för att testa funktionen och bekräfta om det är ett alternativ som minskar ammoniakemissionen. Internationellt anges att denna åtgärd ger 60% reduktion av ammoniakemissionen jämfört med referensboxen (ECE, 2007).

Internationellt beskrivs även ett alternativ med urindränning i gödselkylverten och utgödsling med mekaniska skrapor (ECE, 2007). Det finns emellertid ingen uppgift på hur mycket urindränningen minskar ammoniakemissionen.

Ett tunt ytlager av olja (6 mm) har i laboratorieförsök visat sig reducera ammoniakemissionen från flytgödsel med upp till 98% (Pahl, *m.fl.*, 2002). Ett 10 mm oljelager (mineralolja) har testats i ett slaktsvinsstall med 25% spaltgolvsarea. Ammoniakemissionen reducerades med 31% under en tre veckors mätperiod (Aarnink & Wagemans, 1997). Praktiska försök utfördes även i ett stall för tillväxtgrisar med helspalt och vegetabilisk olja. Ett oljelager på 5 mm reducerade ammoniakemissionen med ca 50%. Oljelagret bröts emellertid ned och efter 25 dagar ökade

ammoniakemissionen markant. Ett tjockare lager eller tillförsel av ny olja hade förmodligen reducerat ammoniakemissionen under längre tid. Lukten reducerades samtidigt med mer än 50%. En nackdel som framkom var att emissionen av metan ökade med 60% (Pahl, *m.fl.*, 2002).

4.1.3 Spaltgolv

Generellt ger plastspalt och metallspalt lägre ammoniakemission än betongspalt vid samma öppningsprocent. Anledningen är att det tar längre tid för gödsel och urin som faller på betongspalt att komma ner i kulverten och detta ger mer ammoniakemission (ECE, 2007).

En undersökning av spaltöppningens betydelse för ammoniakemissionen har utförts i ett slaktsvinstall där tre avdelningar med 18 mm, 20 mm respektive 22 mm spaltöppningar studerades. De olika spaltöppningarna medförde ingen skillnad i ammoniakemission men luktemissionen var högre vid 18 mm spaltöppning på grund av att både boxgolv samt grisar var mer nersmutsade av träck (Fabbri *m.fl.*, 2007).

4.1.4 Utgödslingsintervall

Undersökningar med olika långa utgödslingsintervall vid uppfödning av slaktsvin har visat att koncentrationen av ammoniak ökar först vid intervall längre än ett dygn. Utgödning 1 - 2 gånger per dygn är alltså tillräckligt för att förhindra en ökning av ammoniakavgivningen på grund av gödselns lagring i grisstallar (Gustafsson, 1988). Efter tre dagars lagringstid hade ammoniakavgången ökat med ca 40% (Gustafsson, 1988). Fel på utgödslingen medför alltså snabbt en ökad ammoniakemission.

4.1.5 Strömedel

Att använda torv som strömedel i smågrisproduktionen har testats av JTI. Torv i grisningsbox med gödselgång av helt golv gav låga ammoniakkoncentrationer. Någon jämförelse i samma stall med halm som strömedel gjordes tyvärr inte. Torv som strömedel i grisningsboxar med plastspalt bedöms ge mycket liten reduktion av ammoniakavgivningen (Larsson, *m.fl.*, 1999).

4.1.6 Kylning av gödseln

Vid LBT's försöksstall, Alnarps Södergård, har försök utförts med kylning av gödselkanalerna i ett slaktgrisstall med hjälp av kylslingor och värmepump. Kylslingorna gjöts ned 0,06 m med ett cc-avstånd på 0,27 m i en 1,09 m bred

gödselkanal. Genom att kyla golvet i gödselkanalen från 9 °C till 5 °C reducerades ammoniakemissionen med 47% (Andersson, 1998). En annan undersökning visade att ammoniakemissionen minskade med 35% vid en temperatursänkning av 2 °C (Carlsson & Nilsson, 1999). I Danmark finns också ovanstående system där de anger att kylningen kan reducera ammoniakavgivningen med ca 30% om anläggningen dimensioneras så att slangarna sänker gödseltemperaturen med 5 °C (Dansk landbruksrådgivning, 2004b).

I Holland har det utvecklats ett system med kylflänsar som flyter på gödselytan under spalt. Systemet är utvecklat för att användas i grisstallar med gödsellagring under spalt i djupa gödselkanaler. Ett stall med delvis spaltgolv av betong, gödsellagring under spalt och som har kylflänsar reducerar ammoniakemissionen med 50% jämfört med referenssystemet (BREF 07.06, 2003, ECE, 2007). Kylflänsarna är 0,14 m breda och 0,01 m tjocka och flyter på ytan i 60° lutning med ett avstånd av 0,10-0,15 m. Kylflänsarna kyls med grundvatten (den Brok & Verdoes, 1996).

4.1.7 Stallklimat

Grisar är renliga djur som vill skilja på ytor som de ligger på och som de gödslar på. Vid komfortabel omgivningstemperatur vill grisarna ligga tillsammans på en varm och isolerad golvyta. Ytan där de gödslar väljs så långt som möjligt från liggytan. De vill gödsla med bakändan mot en vägg företrädesvis mot väggen längst från liggytan. Över en viss omgivningstemperatur ändrar grisarna beteende och vill ligga var för sig på en kallare yta och väljer då spaltgolvet. Därmed börjar de också gödsla på andra platser i boxen. Detta har undersökts av Aarnink *m.fl.* (2006) i boxar med 40% spaltgolvsarea. Resultaten visade att under en viss lufttemperatur var antalet gödslingar på liggytan konstant 13% av totala antalet gödslingar. Över en viss lufttemperatur ökade antalet gödslingar med ökande temperatur. Ökningen var 10% per grad som lufttemperaturen ökade. Omgivningstemperaturen då beteendet ändrades minskade med grisarnas vikt och var ca 25 °C vid 25 kg kroppsvikt och ca 20 °C vid 100 kg kroppsvikt (Aarnink *m.fl.*, 2006). Vid vilken omgivningstemperatur beteendet ändras beror förmodligen även på ventilationssystemet, luftrörelser och lufthastighet på inkommande luft.

En åtgärd i befintliga stallar är att underhålla och kontrollera ventilationsanläggningens funktion. Vid om- och nybygge är det viktigt att dimensionera och utforma ventilationsanläggningen så att det blir ett bra stallklimat för grisarna även vid varma förhållanden.

4.1.8 Utformning av ventilationssystem

De flesta stallar med mekanisk ventilation har undertrycksventilation. Ventilationsfläktarna drar ut luften ur stallet och skapar därmed ett undertryck som gör att uteluften kommer in i stallet. Om utgödslingen och urindräneringen inte är tät mot uteluften kommer de att fungera som luftintag. Denna luft tar med sig ammoniak in i stallet och gör att både ammoniakkoncentrationen i stallet och ammoniakemissionen från stallet ökar. Ammoniakkoncentration i luften från utgödsling eller urindränering

kan vara mycket hög. Lufttillförsel via utgödslingen och urindräneringen är tyvärr alltför vanlig. Detta kan åtgärdas genom täta luckor, vattenlås eller utsugningsfläktar i utgående kulvertar (se figur 18). I de fall det finns rör för urindränering som går ut ur stallet krävs avstängningsanordningar även i dessa.

Ammoniakemissionen påverkas av luftintagens funktion och placering eftersom det påverkar luft rörelserna kring de ytor som är täckta med gödsel. Vid val och placering av luftintag bör man därför eftersträva att de ger så låga lufthastigheter som möjligt kring dessa ytor. Det är inte gödseln som behöver ventilation utan det är djuren som behöver frisk uteluft.

En annan möjlighet att minska ammoniakemissionen är genom att minska luftflödet. Genom att kyla inkommande luft under varma dagar kan luftflödet genom stallet minskas. Därmed kommer även ammoniakemissionen att minska. Detta har undersökts av Müller *m.fl.* (2005) som kylt luften till ett grisningsstall med en jordvärmepåväxlare. Resultaten visade att ammoniakemissionen kan reduceras med minst 25% i ett grisningsstall. Denna metod behöver utvärderas och utvecklas för svenska förhållanden.

I Sverige är frånluftsfläktarna normalt placerade i tak eller väggar (HE – högevakuering). Om stallet har spaltgolv med gödselkanaler finns det goda möjligheter att minska ammoniakkoncentrationen i stallet genom att ta frånluft via gödselkanalen (LE – lågevakuering). Denna typ av gödselgasventilation ökar dock luft rörelserna nere i gödselkanalen och ökar därmed ammoniakemissionen. Vid LBT's försöksgård, Alnarps Södergård, har skillnaden i ammoniakemission vid HE och LE undersökts för olika ventilationsflöden. Vid höga luftflöden var det högre ammoniakemission med LE än med HE men vid låga luftflöden (ca 30-40% av maximiflödet) var ammoniakemissionen på samma nivå som för HE. Eftersom LE innebär sänkt ammoniakkoncentration i stallet blir det förbättringar av arbets- och djurmiljön. Frånluften från lågevakuering kan med fördel renas med exempelvis biofilter (se avsnitt 7). Hur LE skall dimensioneras beskrivs av Gustafsson (1988).

4.2 Ströbäddsboxar

I ströbäddsboxar kan antingen hela boxytan vara djupströbädd eller så kan boxytan vara kombinerad med andra ytor som spaltgolv och helt golv. Områden av djupströbädden där det finns gödsel kan ge betydligt högre ammoniakemission än från ytor med spaltgolv och helt golv. Ammoniakemissionen från djupströbäddar kan reduceras genom att öka mängden strömedel samt att blanda in torv i bädden.

4.2.1 Mängden strömedel

Hur mycket ammoniak som avges från djupströbäddar påverkas av mängden strömedel som tillförs (ECE, 2007). Gödseln i djupströbäddar har en C/N-kvot på omkring 20 (Jeppsson, 1999). Vid C/N-kvoten 50 avges ingen ammoniak från fastgödsel som komposteras (Kirchmann, 1985). Genom att öka mängden strömedel ökar man C/N-

kvoten i bädden och minskar vattenhalten. I tabell 6 anges strömedelsbehovet vid djupströbäddar för grisar (SJV, 1993).

Tabell 6. Strömedelsbehov för grisar på djupströbädd (SJV, 1993)

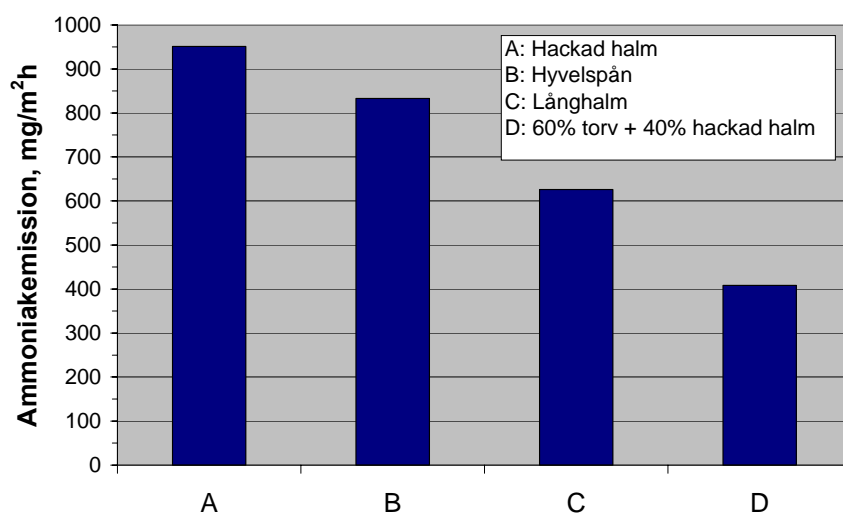
Djurkategori	kg halm/gris och dag
Slaktgris	0,9
Tillväxtgris	0,5
Dräktig sugga	2,2
Sugga + smågris	5,0 (kg halm/kull och dag)

4.2.2 Tillsats av torv

Ett flertal egenskaper gör att torv (vitmossetorv) är ett lämpligt strömedel i djupströbäddar. Torv har hög vattenbindande förmåga, lågt pH och framförallt en förmåga att kemiskt binda ammoniak. Torv kan binda fyra gånger mer ammoniak per mängd torrsubstans än halm. En undersökning av Kemppainen (1987) visar att torv (vitmossetorv) absorberar 2.7% ammoniak per torrsubstansvikt vid 70% vattenhalt. Andra typer av torv binder bara 0.26 – 0.86% av torrsubstansvikt (Peltola, 1985). Undersökningar visar att en bädd för slaktgrisar som innehåller 60% torv och 40% hackad halm minskar ammoniakemissionen med 35% jämfört med en bädd av långhalm (figur 19) (Jeppsson, 1998).

4.2.3 Strömedlets hackelselängd

I ströbäddar för grisar har det visat sig att hackad halm kan ge högre ammoniakemission än långhalm. En förklaring kan vara att hackad halm i ströbäddar för grisar inte ger lägre syreinhåll i bädden eftersom grisarna bökar och vänder runt strömedlet. Det hackade materialet ger då högre temperatur i bädden, 35 °C jämfört med 30 °C, och därmed högre ammoniakavgång. En ströbädd av tröskhackad halm (50-300mm strållängd) för grisar kan avge ca 50% mer ammoniak än en bädd av långhalm (Jeppsson, 1998).



Figur 19. Ammoniakemission från djupströbädd för slaktgris med olika strömedel (efter Jeppsson, 1998).

4.3 Utomhusytor

Utomhusytor för grisar är aktuellt för ekologisk grisproduktion. I Sverige är utomhusytan i de flesta fall en betongyta som skrapas för hand eller med traktor. I länder där det inte är frost under vintern finns även utomhusytor med spaltgång samt mekaniska skrapor.

Ammoniakemissionen från utomhusytor för ekologiska sinsuggor varierade mellan 1,2 – 6,7 g/dag och m² enligt holländska mätningar (Ivanova-Peneva *m.fl.*, 2006). Det var stor skillnad mellan rena ytor och smutsiga ytor. Från utomhusytor för ekologiska slaktgrisar varierade ammoniakemissionen mellan 3,6 – 17,6 g/dag och m². Regelbunden rengöring av utomhusytorna verkade vara en viktig åtgärd för att reducera ammoniakemissionen (Ivanova-Peneva *m.fl.*, 2008). Vid LBT's försöksgård, Odarslöv, pågår försök med att minska ammoniakemissionen från utomhusytor genom att anlägga sk böklådor.

5 ÅTGÄRDER I BYGGNADER FÖR FJÄDERFÄ

Fjäderfäproduktionen står för 4% av ammoniakemissionen i Sverige (SCB, 2009).

I Sverige finns tre inhysningssystem för värphöns; inredda burar, frigående höns i envåningssystem samt frigående höns i flervåningssystem. Gödseln från de inredda burarna gödslas ut med gödselmattor till en tvärkulvert. I system med frigående höns hamnar gödseln antingen på en gödselbinge med gödselgenomsläppligt golv eller på en ströbädd. Gödselbingen kan antingen gödslas ut med gödselskrapor eller gödselmattor till en tvärkulvert eller lagras gödseln under hela produktionsomgången på golvet i gödselbingen eller i en gödselkällare. I flervåningssystem finns vistelseytor på olika nivåer som är försedda med gödselmattor. I ekologiska system där hönsen har möjlighet att gå ut hamnar en del av gödseln på uteytorna.

Besvärande halter av ammoniak kan uppträda i stallar för fjäderfä. Koncentrationen av ammoniak är i allmänhet högst under vintern. Orsaken är att stallarnas ventilationsflöde då är lågt för att upprätthålla önskad temperaturnivå i stallarna. Det bör dock observeras att motsatsen gäller emissionen (mängden) av ammoniak från stallarna. Högst emission uppträder sommartid beroende på höga ventilationsflöden (större drivkraft för avgivningen) men också beroende på högre temperaturnivåer inuti stallarna.

5.1 Värphönsstall med inredda burar

Från ett bursystem med gödselmattor och utgödsling två gånger per vecka är ammoniakemissionen ungefär 0.035 kg NH₃/hönsplats och år. (BREF 07.06, 2003).

Ammoniakemissionen beror bland annat på hur lång tid som gödseln ligger på mattorna. Ju kortare utgödslingsintervall desto lägre ammoniakemission. I traditionella burar har utgödsling varje vecka visat sig reducera ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med utgödsling varannan vecka (ECE, 2007). Utgödsling två gånger om dagen minskade ammoniakemissionen med ca 40% jämfört med utgödsling två gånger per vecka (BREF 07.06, 2003).

Möjligheten att minska ammoniakavgivningen från gödseln genom att sänka dess fukthalt genom torkning har undersökts i utländska undersökningar (Groot Koerkamp *m.fl.*, 1995). Upptorkningen av gödseln har då skett genom att man skapat en luftridå över gödselmattorna. Denna torkningsmetod förutsätter att torkluften både kan tillföras och sugas ut utmed hela utgödslingssystemet i byggnadens längdriktning. Detta förutsätter både utsugnings- och tilluftkanaler för torkluften.

Genom torkning av gödseln på en gödselmatta till torrsubstanshalt över 50% reducerades ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med otorkad gödsel med torrsubstanshalt under 40%. Det är viktigt att gödseln torkas snabbt. Gödselns torrsubstanshalt bör minst vara 60% inom 50 timmars torkning efter att gödseln producerats för att ge bra reduktion av ammoniakemissionen (Groot Koerkamp, 1994).

5.2 Värphönsstall med frigående höns

Inhysning av frigående höns på golv har i både svenska (Gustafsson & Mårtensson, 1990; Kangro, 1993) och utländska undersökningar (Mannebeck & Oldenburg, 1990; Hillig, 1992; Hauser & Fölsch, 1993; Groot Koerkamp et al, 1995; Groot Koerkamp, 1998) visats orsaka förhöjda halter av ammoniak i förhållande till bursystem med täta utgödslingsintervall.

Av central betydelse för funktionen hos inhysningssystem för frigående höns är utformningen av ströbäddsytor men också möjligheten att begränsa den mängd gödsel som lagras upp i stallet. I golvsystem med ströbäddar ökar ammoniakavgivningen under de 50 första dagarna av inhysningen för att sedan plana ut. Ökningen beror på att mängden gödsel som lagras upp i ströbädden ökar.

Försök med olika åtgärder för att reducera ammoniakemission från ett envåningssystem har utförts vid LBT's försöksgård Alnarps Södergård. Ammoniakemissionen från ett golvsystem med utgödsling av gödselbingen med gödselmatta var 0.10 kg NH₃/hönsplats och år (Gustafsson & von Wachenfelt, 2004). Från ett flervåningssystem där 90% av gödseln gödslas ut med gödselmattor minst en gång per vecka och 10% av gödseln hamnar i ströbädden är ammoniakemissionen 0,09 kg/plats och år enligt mätningar i Holland (BREF 07.06, 2003).

5.2.1 Lagring av gödsel i ströbädd respektive gödselbinge

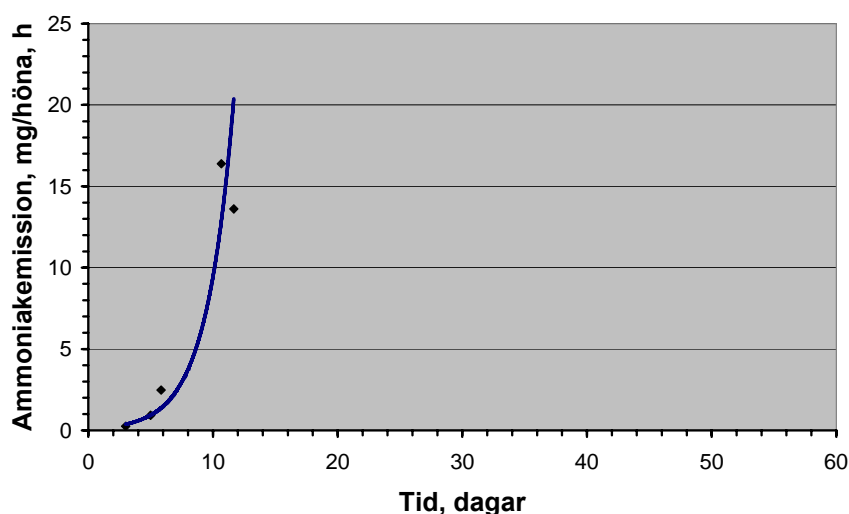
Gödselns lagringstid i värphönsstallar med frigående höns har mycket stor inverkan på ammoniakavgivningen vilket ger stora möjligheter att reducera ammoniakavgivningen genom frekvent utgödsling av gödseln i gödselbingen med exempelvis gödselmatta.

Undersökningarna i ett våningssystem har visat att den lagrade mängden gödsel inuti stallet är den faktor som har absolut störst betydelse för halten och avgivningen av ammoniak. Lagring av gödsel i gödselbinge orsakar mycket snabbt förhöjda ammoniakkoncentrationer. Inom 7 dagars lagring av gödsel kan ammoniakkoncentrationer överstiga Arbetarskyddsverkets nivågränsvärde om 25 ppm som gäller för arbete under 8 timmars arbetsdag. Ökningen i ammoniakhalt kan vara mellan 1 och 2 ppm per dag vid lagring av gödsel under gödseldrainerande golv. Ökningen i mängd ammoniak som avges i frånluften har varierat mellan 1 och 3 mg per höna och dag (figur 20).

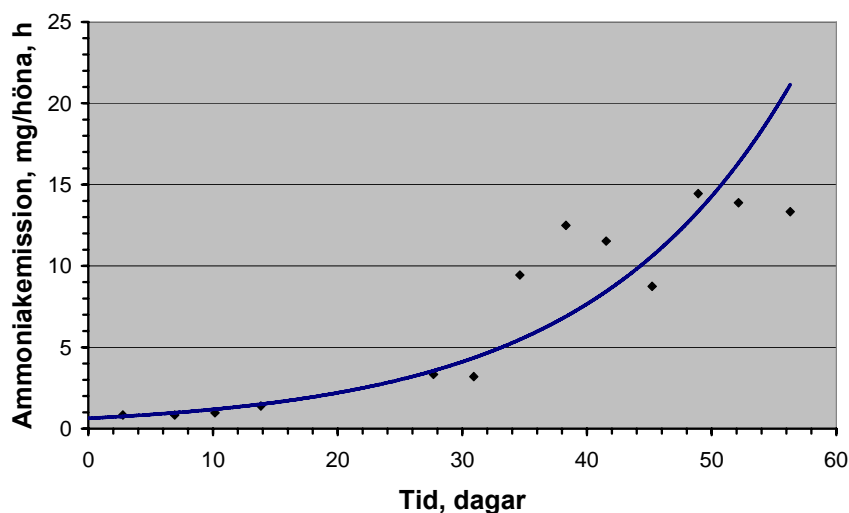
Avgivningen av ammoniak från en ströbädd har bestämts vid daglig utgödsling av gödselbingen med gödselmattor. Avgivningen från gödselmattorna har antagits vara försumbar. Ökningen i mängd ammoniak som avges i frånluften har varierat mellan 0.01 och 0.06 mg per höna och dag (figur 21). En jämförelse med ökningen i ammoniakavgivning då gödsel lagras på gödselmattor visar att ströbäddens avgivning är betydligt lägre. Orsaken till att avgången ökar snabbare från en gödselbinge än från en ströbädd beror på att större del av gödseln hamnar på gödselbingen. En annan orsak att avgången ökar långsammare från ströbädden kan vara att gödseln där blandas in i strömedel. Fuktig ströbädd och en ökad ventilation över ströbädden orsakar emellertid en ökad ammoniakavgivning.

Det har konstaterats att långvarig lagring av gödsel i gödselbinge under gödseldrainerande golv inte kan rekommenderas eftersom ammoniakkoncentrationer kommer att överstiga Arbetarskyddsverkets nivågränsvärde såväl som djurskyddsföreskrifternas hygieniska gränsvärde. Dessutom är ammoniakemissionen hög. Inhysningssystem för frigående värphöns med gödseldrainerande golv bör därför utrustas med utgödslingssystem som möjliggör daglig utgödsling.

Ett utgödslingssystem med gödselband under gödselbinge har fungerat driftsäkert. Vid daglig utgödsling har ammoniakkoncentrationer kunnat hållas under Arbetarskyddsverkets nivågränsvärde i djurskötarens andningszon.



Figur 20. Ökning av ammoniakemission vid lagring av gödsel i gödselbinge (efter Gustafsson & von Wachenfelt, 2004)



Figur 21. Ökning av ammoniakemission från ströbädd (efter Gustafsson & von Wachenfelt, 2004).

5.2.2 Strömedel

Hur olika strömedel påverkar ammoniakproduktionen vid inhysning av golvhöns med ströbädd har undersökts med sex olika strömedel då ventilationsflödet har varit i intervallet 1.04 – 1.13 m³ och höna och timme. Avgivningen har analyserats för perioder från inläggning av ströbädden till ca 14 dagars ålder på bädden.

Ammoniakavgivningen med olika strömedel visas i tabell 7. Skillnaden i ammoniakavgivning var en faktor 2 mellan lägsta och högsta värden. Låg avgivning erhålls med finfördelat papper, torv och hackad halm. Hög avgivning erhålls med LECA-kulor och grus som strömedel.

Det bör här observeras att användning av torv som strömedel medför att äggen får ett brunt dammskikt.

Tabell 7. Total ammoniakavgivning (mg/höna, h). Ventilationsflöde i intervallet 1.04-1.13 m³/höna, h (Gustafsson & von Wachenfelt, 2005)

Strömedel	Medelvärde	Minimum	Maximum
Grus	12.6	10.8	13.5
Kutterspån	10.7	7.2	16.2
LECA- kulor	13.7	12.0	15.0
Torv	7.3	3.7	10.1
Hackad halm	8.4	7.1	9.6
Finfördelat papper	6.0	5.0	7.4

5.2.3 Gödselgasventilation

I ett våningssystem (Marielundssystem) för lösgående värphöns har effekten av gödselgasventilation undersökts. Vid undersökningarna tillämpades daglig utgödsling. Ammoniakhalterna låg därför på mycket låga nivåer, 1-3 ppm. I medeltal minskade ammoniakhalten mellan 25 och 30 % vid gödselgasventilation jämfört med utsugning i taknivå. Det är mycket troligt att den relativa minskningen i ammoniakhalt skulle varit större med längre lagringstid på gödselmattorna.

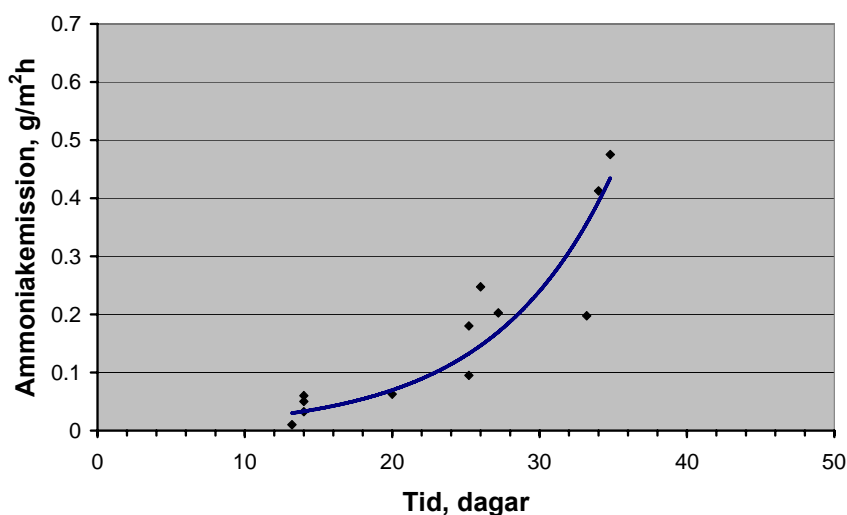
En viktig frågeställning vid gödselgasventilation är om denna ventilationsprincip orsakar en ökad emission av ammoniak till omgivningen. Emissionen vid utsugning med takplacerad fläkt respektive gödselgasventilation har därför jämförts. De båda principerna uppvisade nästan identiskt lika höga emissioner. Någon risk för ökad emission till omgivningen vid gödselgasventilation i stallar för lösgående värphöns finns därför inte.

En slutsats är att tilluft skall tillföras i de delar av stallet som inte är förorenade med gödsel (tak) och därefter ha så lång strömningsväg som möjligt innan den når gödselytor där utsugningen av frånluften bör ske.

5.3 Slaktkycklingstallar

Slaktkycklingar föds upp på ströbädd. Som strömedel används kutterspån eller hackad halm. All gödsel hamnar i ströbädden som gödslas ut efter uppfödningens gång. Från ett stall med ströbädd och mekanisk ventilation är ammoniakemissionen 0,080 kg/plats och år (ECE, 2007).

En undersökning i slaktkycklingstallar (von Wachenfelt *m.fl.*, 1984) visade en exponentiell ökning i ammoniakproduktion under uppfödningens gång. En kraftig ökning uppträder efter ca två veckors uppfödning (figur 22). En trolig orsak är upplagringen av gödsel men också att den mikrobiella aktiviteten i ströbädden kommer igång.

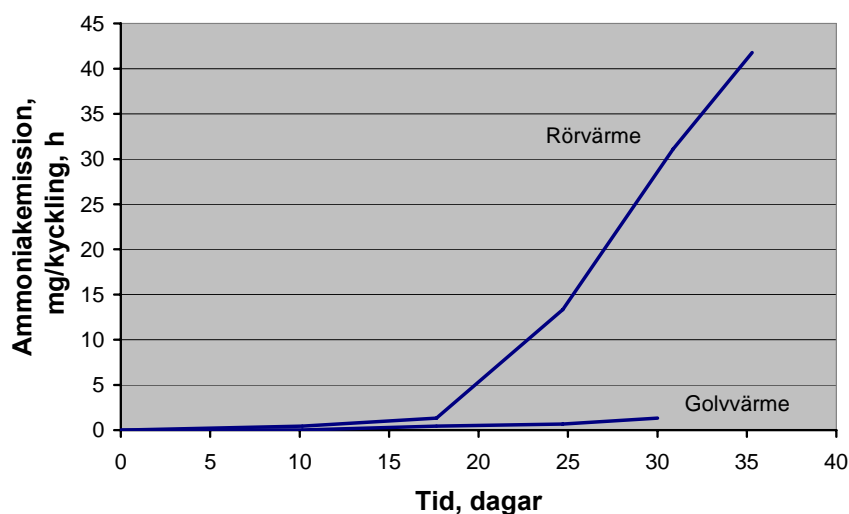


Figur 22. Ökning i ammoniakavgång i slaktkycklingsstallar (efter von Wachenfelt *m.fl.*, 1984).

För att reducera ammoniakemissionen är det viktigt att hålla ströbädden så torr som möjligt (Patterson & Adrizal, 2005). Åtgärder i befintliga stallar är att underhålla och ställa in vattenutrustningen så att vattenniplarna inte läcker, använda torrt strömaterial, anlägga en tunn ströbädd (2 cm), värma upp golvet innan strömaterialet läggs ut för att förhindra kondens samt att sänka stalltemperaturen i slutet av uppfödningens gång (Jordbruksverket, 1997). En ytterligare möjlighet att reducera ammoniakemission från befintliga slaktkycklingstallar är att använda tillsatsmedel exempelvis zinksulfat (se avsnitt 6) (Patterson & Adrizal, 2005). Åtgärder vid om- och nybygge är att golvet under ströbädden konstrueras så att fukt inte tränger upp underifrån samt att isolera golvet och anlägga golvvärme (Jordbruksverket, 1997).

5.3.1 Torkning av ströbädden med golvvärme

Undersökningar vid LBTs försöksgård har visat att golvvärme i slaktkycklingstallar gör att ströbäddar kan hållas torra och därmed kraftigt minska ammoniakavgången från ströbäddar (figur 23) (Gustafsson & von Wachenfelt, 1985). En jämförelse av två stallar indikerade att golvvärme i slaktkycklingstallar minskar ammoniakemissionen med 54% (Ringbom *m.fl.*, 1993). Utan golvvärme är det risk för kondens mot den kalla golvytan vilket ökar vattenhalten i ströbädden och därmed även ökar ammoniakavgivningen. Speciellt i tjocka bäddar på kallt golv blir det fuktproblem mot slutet av uppfödningssomgången.



Figur 23. Ammoniakavgivning från ströbädd för slaktkyckling med och utan golvvärme. Luftflödet vid golvvärme 60% av luftflödet vid rörvärme (efter Gustafsson & von Wachenfelt, 1985).

5.3.2 Torkning av ströbädden med varm luft från stallet

En holländsk metod är att torka ströbädden genom att cirkulera ned den varma luften i takhöjd till golvnivå. Luftblandarna har en kapacitet på 1.8 m³/h och kyckling och varje blandare täcker 150 m² golvyta. Mängden luft som blandas ökar linjärt över uppfödningssomgången (Starmans & Van der Hoek, 2007). Systemet reducerar ammoniakemissionen med ca 50% (ECE, 2007). En nyligen genomförd undersökning under fyra uppfödningssomgångar resulterade i 80% reduktion av ammoniakemissionen (Groot Koerkamp & Groenestein, 2008).

5.3.3 Värmning och kylning av golv

Ett annat holländskt system är en kombination av värmning och kylning av golvet med värmepump. Under den första delen av uppfödningssomgången värms golvet. Efter tre veckor kyles golvet vilket gör att den mikrobiella aktiviteten minskar och ammoniakemissionen reduceras. Systemet reducerar ammoniakemissionen med 44% (Starmans & Van der Hoek, 2007; ECE, 2007).

6 TILLSATSMEDEL

Tillsatsmedel som kan reducera ammoniakavgivningen från gödsel kan delas in i pH-sänkande medel, adsorberande medel, ureasinhibitorer och nedbrytningsfrämjande medel. Det är framförallt pH-sänkande medel och adsorberande medel som visat säker effekt i försök (McCrary & Hobbs, 2001). Vid JTI har Rodhe *m.fl.* (2005) gjort en litteraturgenomgång av effekten av olika tillsatsmedel för flytgödsel.

6.1 pH-sänkande medel

Hur effektivt ett pH-sänkande medel är beror på dess förmåga att neutralisera den basiska karaktären på gödseln (Husted *m.fl.*, 1991). Medel som sänker pH delas upp i syror och salter. Syror är effektivare att sänka pH i gödsel än salter och pH-sänkningen blir mer varaktig (Husted *m.fl.*, 1991). Det finns en tredje möjlighet att sänka pH och det är genom att tillsätta lättillgängligt kol i flytgödsel som gör att organiska syror produceras (McCrary & Hobbs, 2001).

6.1.1 Syror

Ett flertal syror har använts i försök för att reducera ammoniakemission; svavelsyra, saltsyra, salpetersyra, fosforsyra, mjölksyra och ättiksyra (McCrary & Hobbs, 2001; Rodhe *m.fl.* 2005). Fosforsyra är relativt dyrt men påverkas inte mikrobiellt (Rodhe *m.fl.* 2005). Svavelsyra, saltsyra och salpetersyra är starkt frätande och därmed farliga att hantera. De är också mycket korrosiva (McCrary & Hobbs, 2001). Effekten av svavelsyra och salpetersyra kan minska på grund av mikrobiell aktivitet. Mjölksyra och ättiksyra är mindre frätande men även de kan brytas ned av mikroorganismer (Rodhe *m.fl.*, 2005). Tillsats av salpetersyra till gödsel medför att stora mängder lustgas avges (Berg *m.fl.*, 2006). Det finns också risk att syror främjar produktion av giftiga gaser, exempelvis svavelväte vid tillsats av svavelsyra.

I Danmark har det utvecklats ett system för stallar med flytgödsel där pH sänks till 5,5 med hjälp av svavelsyra. Syran tillsätts automatiskt till gödsel i en behållare utanför stallet. Genom att lufta gödseln förhindras att farliga svavelväten bildas i gödseln. Gödseln med pH 5,5 återcirkuleras sedan in i stallets gödselkanaler. Det tillsättes 4-6 kg koncentrerad svavelsyra per ton gödsel. Med detta system reduceras ammoniakemissionen med 70% (Dansk landbrugsrådgivning, 2004a).

6.1.2 Salter

Lösliga salter med surgörande effekt kan användas för att sänka pH i gödsel, exempelvis kalciumklorid, magnesiumklorid, kalciumsulfat och kopparsulfat.

Superfosfat, vilket finns i en del tillsatsmedel, har också en surgörande effekt (Rodhe *m.fl.*, 2005). Att tillsätta ett salt ger en temporär sänkning av pH i gödseln. För att erhålla en varaktig pH-sänkning och reduktion av ammoniakemission måste salter tillsättas vid upprepade tillfällen (McCrary & Hobbs, 2001).

Exempelvis har tillsats av ett medel bestående av superfosfat och kopparsulfat visat sig kunna reducera ammoniakemissionen från flytgödsel. En dag efter att medlet blandades i gödseln var ammoniakemissionen 50% lägre än från gödsel utan tillsatsmedlet. Efter 1 vecka var reduktionen 60% men efter 3 veckor hade effekten börjat sjunka och ammoniakemissionen var 30% jämfört med kontrollen utan tillsatsmedel (Andersson, 1994).

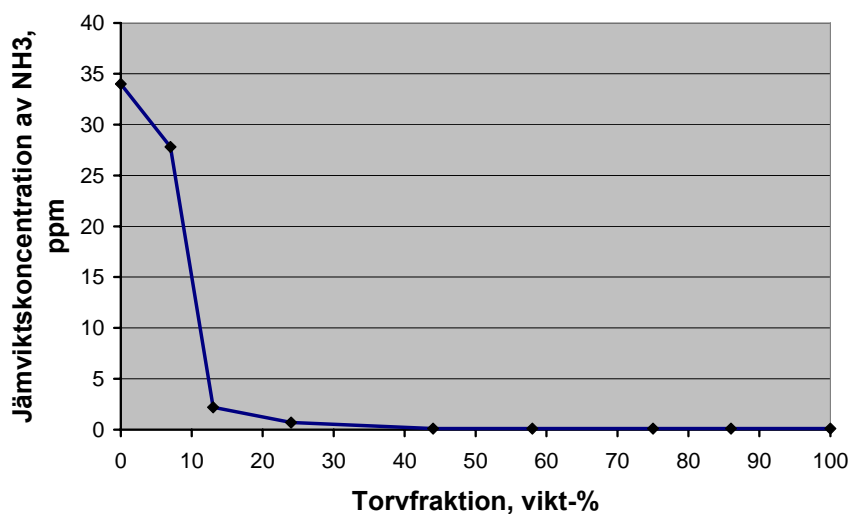
6.1.3 Lättillgängligt kol

En tredje möjlighet att sänka pH i flytgödsel är att tillsätta lättillgängligt socker. De befintliga anaeroba mikroorganismerna stimuleras att producera organiska syror. Exempelvis tillsats av potatisstärkelse och vetemjöl har visat sig sänka ammoniakemissionen med 42% i laboratorieförsök (Hendriks & Vrielink, 1997). Tillsatserna blir relativt dyra och metoden måste utvecklas vidare innan den kan användas i praktiken.

6.2 Adsorberande medel

De vanligaste adsorberande tillsatsmedlen är vitmossetorv och lermineraller (se avsnitt 2.2.5). Mängden torv som tillsätts gödseln påverkar ammoniakemissionen. I figur 24 visas hur jämviktskoncentrationen för ammoniak förändras med ökad inblandning av torv i grigödsel. Jämviktskoncentrationen är ett indirekt mått på drivkraften för ammoniakemission. Vid 15 vikt% inblandning av torv har drivkraften nästan avtagit helt (Larsson *m.fl.*, 1999).

Zeolit har bl a testats i ströbäddar för slaktkyckling. I laboratorieförsök har en tillsats av 5 kg/m² zeolit till ströbädd för slaktkyckling reducerat ammoniakemissionen med 60%. Tillsats av större mängd zeolit, 10 kg/m² respektive 15 kg/m², gav inte bättre effekt (Bajwa & Gadiraju, 2007).



Figur 24. Jämviktskoncentration av ammoniak som funktion av andel torv i grisgödsel (efter Larsson *m.fl.*, 1999)

6.3 Enzyminhibitorer (ureas, urecase)

Medel som använts för att inaktivera ureas är formalin och fosforamider. Genom att spola spaltgolvet i ett lösdriftstall för nötkreatur med formalin minskade ammoniakemissionen med 50%. Spolning utan formalin minskade ammoniakemissionen med 14%. Spolningen gjordes varannan timme och totalt användes 20 l vatten per dag. Användning av formalin kan eventuellt medföra att den giftiga gasen formaldehyd bildas (Ogink & Kroodsmas, 1996).

En tillsats av fosforamider till markytor för köttdjur med hög djurtäthet i USA medförde att urea ackumulerades i marken på grund av låg ammoniakemission. När tillsatsen av fosforamid avbröts minskade mängden urea i marken (Varel *m.fl.*, 1999).

Salterna ZnSO₄, CuSO₄, MgSO₄ och MnCl₂ har i laboratorieförsök visat sig reducera aktiviteten på enzymet uricase. Vid tillsats av ZnSO₄ till broilergödsel minskade ammoniakemissionen med ca 50% (Patterson & Adrizal, 2005).

6.4 Nedbrytningsfrämjande tillsatsmedel

Dessa medel består av mikroorganismer eller enzymer som anses stimulerar immobiliseringen av ammonium. Försöksresultat med denna typ av tillsatsmedel är mycket varierande. Vilken effekt de har på ammoniakemission är mycket osäker. I laboratorieförsök har de haft ingen eller mycket liten effekt men i två fullskaleförsök med grisgödsel har de reducerat ammoniakemissionen med 40-50% (McCrary & Hobbs, 2001). Även tillsats av medel som har hög C/N-kvot kan stimulera immobiliseringen (Andersson, 1994).

7 RENING AV FRÅNLUFTEN

Rening av frånluften kan antingen göras med biobädd eller med skrubber och är framförallt ett alternativ för mekaniskt ventilerade djurstallar. Om all frånluft skall kunna renas krävs det i de flesta fall att frånluften är samlad till en plats men det finns också exempel på anläggningar där luften från varje frånluftsfläkt renas i en biobädd. Det finns också system där frånluftstrummorna är skrubbers som renar luften.

Rening av frånluften är en åtgärd med hög anläggningskostnad men även driftskostnaderna ökar eftersom fläktarna skall klara av tryckfallet genom biobädden eller skrubbern. Ett alternativ som minskar kostnaderna är att enbart rena en del av frånluften. Genom att rena ca 30% av frånluftskapaciteten (minimiventilationen) minskas ammoniakemissionen med ca 70% om effektiviteten på reningen är 95%. Om luftrenarens effektivitet är ca 50% minskas ammoniakemissionen med ca 40% (Kai *m.fl.*, 2007).

7.1 Biofilter

Ett biofilter består av organiskt material där reningen utförs av mikroorganismer. Luften passerar genom materialet och fångas upp av fukt och mikroorganismerna i en biofilm kring det organiska materialet. Biofilter är effektiva till att rena luften i stora luftflöden med låga koncentrationer av luftföroreningar. Bra utformade biofilter i lantbruket kan minska innehållet av lukt och svavelväte med 95% och ammoniak med 65% (Nicolai & Lefers, 2006). Exempel på organiskt material är torv, jord, kompost, träflis, halm eller en kombination av två eller flera material (Nicolai & Janni, 2001).

Biofilter började användas på 1950-talet för att rena luften från avloppsreningsverk. I slutet av 1960-talet användes ett biofilter första gången till att minska lukten från ett djurstall i Tyskland (Nicolai & Lefers, 2006). I Sverige byggdes det första biofiltret för att minska lukten från ett slaktsvinstall 1985 efter erfarenheter från Tyskland och Holland (Rodhe *m.fl.*, 1986). Utvecklingen av biofilter för lantbruksändamål har under senare år framförallt gjorts i USA, Canada, Tyskland och Danmark. Nicolai & Lefers (2006) har publicerat en litteratursammanställning kring biofilter för att reducera emissioner från djurstallar.

Biofilter kan framförallt användas vid mekaniskt ventilerade djurstallar där frånluften är samlad. I naturligt ventilerade djurstallar kan biofilter användas till eventuell frånluft från gödselkulverten via gödselgasfläktar. Biofilter för fjäderfästallar rekommenderas inte om det inte är kombinerat med dammfilter (Nicolai & Janni, 1999).

7.1.1 Olika typer av biofilter

Biofilter kan delas in i olika typer beroende på utformning. Ett slutet biofilter har både ett kontrollerat inlopp och utlopp för luften. Denna typ av biofilter används framförallt

inom industrin. Inom lantbruket används framförallt öppna horisontella biofilter med stor area och liten filtertjocklek för att tryckfallet inte skall bli för högt (se figur 25). Dessa biofilter har vanligtvis uppåtgående luftström.

Vertikala biofilter med horisontell luftström har utvecklats under senare år. Fördelen med dessa är att de tar mindre plats än de horisontella. En annan fördel är att luftmotståndet genom filtret är lägre vid horisontell luftström vilket gör att tryckfallet och energiförbrukningen blir lägre. En nackdel är att om filtermaterialet sätter sig så kan det bildas hålrum i övre delen av biofiltret där luften läcker ut. En eventuell lösning på detta problem är att luta filterbädden så att den är tjockare i överdel än nederdel. Nicolai *m.fl.* (2005)) har visat att vid 0.6 m filtertjocklek ger en lutning på 9.6 grader den jämnaste luftströmningen genom filtermaterialet.



Figur 25. Exempel på öppet horisontellt biofilter (Brogården, Skara)

7.1.2 Mikrobiell aktivitet i biofilter

Kunskapen om mikroorganismerna och hur de verkar i ett biofilter är begränsad. Forskning har visat att sammansättningen av den mikrobiella bakteriekulturen ändras när gaserna i luftströmmen ändras. Mikroorganismerna bryter ner ammoniak till nitrit och nitrat (Joshi *m.fl.*, 2000). Bakteriekulturen i ett biofilter kan antingen byggas upp av befintliga bakterier i filtermaterialet eller ympas in via kompostmaterial eller specifika bakteriekulturer. Inom lantbruket används ofta kompost som källa för mikroorganismerna (Nicolai & Lefers, 2006).

7.1.4 Filtermaterial

För att biofiltret skall fungera effektivt krävs att filtermaterialet har lämpliga egenskaper. Filtermaterialet måste ge optimala förhållanden för mikroorganismerna för

att effektiviteten skall vara hög. Strukturen och storleksfördelningen på partiklarna i materialet skall dels ge en stor filteryta dels ett lågt tryckfall. Filtermaterialet bör också ha egenskapen att bibehålla sin volym under biofiltrets livstid (Leson & Winer, 1991). Viktiga egenskaper för filtermaterial är porositet, fukthållande förmåga, näringsinnehåll och nedbrytningshastighet (se tabell 8) (Nicolai & Schmidt, 2005). Träflis och halm är material som ger ökad porositet.

Tabell 8. Egenskaper för filtermaterial (Nicolai & Schmidt, 2005)

Material	Porositet	Fukthållande förmåga	Näringsinnehåll	Nedbrytningshastighet
Torv	medel	god	god	god
Jord (styv lera)	dålig	god	god	god
Kompost	medel	god	god	god
Träflis (7.5 cm)	god	medel	medel	medel
Halm	god	medel	dålig	dålig

Hartung *m.fl.* (2001) testade filtermaterial av kokosnötfibrer och torv för rening av luften från ett grisstall. Reningseffekten för lukt var 78 – 80% och för ammoniak 15 – 36%. Genom att öka vattenhalten från 20% till 50% ökade reningseffekten för ammoniak med 30%. Vid ett annat försök (Martinec *m.fl.*, 2000; Hartung *m.fl.*, 2001) jämfördes fem olika material under 15 veckor; kokosnötfiber/torv, träflis/bark, träpellets/bark, kompost och specialtillverkade ”biochips”. Kokosnötfiber/torv reducerade lukt och ammoniak med 81% respektive 25%. Kompost var bäst på att reducera ammoniak, 33%, men sämre att reducera lukt, 66%. Träflis/bark reducerade lukt med 62% och ammoniak med 16%. Träpellets/bark reducerade lukt med 60% och ammoniak med 11%.

I Tyskland har ett biofilter utvecklats som består av 0.2 m halm och ett tunt lager träflis. Denna typ av filter har testats med luft från ett slaktgrisstall i Danmark. Den genomsnittliga luktminskningen var 61% (40 – 90%) och ammoniakminskningen var 71% respektive 86% för två slaktsvinsomgångar (Langdahl Riis, 2005).

Vid Brogården i Skara byggdes och utvärderades ett biofilter i anslutning till ett stall för 42 bundna mjölkkor. Biofiltret utformades ungefär som en planbottentork där luften trycktes från ett fläkthus via en centralt placerad kanal upp genom en 0.5 m tjock och 140 m² stor bädd. Filtermaterialet bestod av träflis och halm samt preparerades med en bakteriebindande bakteriekultur. Vatten tillfördes genom tidsstyrd droppbevattning i ytan av filtret. Biobädden reducerade ammoniakemissionen från stallet med ca 75% (Sannö *m.fl.*, 2003).

7.1.5 Luftens uppehållstid i bädden

För att erhålla en maximal luktreducering av ett biofilter måste luften genom filtret vara i kontakt med filtermaterialet under en viss tid. Denna tid definieras av filtrets totala volym dividerat med luftflödet (Devinny *m.fl.*, 1999). Nicolai & Janni (1998) jämförde 4 s och 8 s uppehållstid i ett biofilter för ett grisningsstall och kom fram till att 4 s var tillräckligt. Fortsatta försök visade att en uppehållstid längre än 6 s inte gav bättre luktreduktion från varken nöt- eller grisstallar (Nicolai & Janni, 1999). Den rekommenderade uppehållstiden för luften i ett biofilter för nöt och gris är 5 s (Nicolai & Janni, 2002).

7.1.6 Tryckfall

Tryckfallet över biofiltret är en mycket betydelsefull parameter vid dimensioneringen. Vid dimensionerande luftflöde för stallet måste frånluftsfläktarna förutom tryckfallet genom stallet även klara av tryckfallet genom biofiltret. Filtermaterialets porositet är en faktor som har betydelse för tryckfallet liksom luftflödet, vattenhalten och hur mycket materialet packar sig när det bryts ned (Nicolai & Lefers, 2006). Av de material som har testats har träflis större än 75 mm visat sig att ge de lägsta tryckfallen. Träflis är också ett material som inte packar sig så mycket (Phillips *m.fl.*, 1995). Tryckfallet ökar med ökande mängd kompostmaterial. Den optimala sammansättningen av filtermaterial för djurstallar är 70-80% träflis och 20-30% kompost (Schmidt *m.fl.*, 2004).

7.1.7 Vattenhalt i biofilter

Vattenhalten i biofiltret är en av de viktigaste parametrarna för biofiltrets funktion. Ett torrt filtermaterial ger lägre mikrobiell aktivitet och kan också medföra att det bildas kanaler i filtret. Att filtermaterialet torkar är ett problem speciellt på sommaren eftersom högre lufttemperatur medför att luftens vattenkapacitet är högre vilket gör att mer fukt avges från filtermaterialet (Schmidt *m.fl.*, 2004). Biofilter med hög vattenhalt har visat sig ha störst förmåga att rena luften från ammoniak och svavelväte (Sun *m.fl.*, 2000). En effektiv rening av lukt, svavelväte och ammoniak kräver vattenhalt över 40%. Vattenhalten i ett biofilter av kompost/träflis har större betydelse för reduktionen av lukt, svavelväte och ammoniak än halten av kompost/träflis. För en blandning av kompost och träflis rekommenderas en vattenhalt mellan 30 – 70% (Nicolai & Janni, 2001). Den optimala vattenhalten är 50% (Schmidt *m.fl.*, 2004). För att hålla rätt vattenhalt i filtermaterialet kan det krävas att vatten tillförs under milt och varmt väder. Vatten kan tillföras med ett sprinklersystem placerad i ytan av filtermaterialet (Nicolai & Janni, 1997).

Om det tillförs för mycket vatten till filtermaterialet kan det läcka vätska från biofiltret. Vätskan kan innehålla höga koncentrationer av nitrat. För mycket vatten kan det exempelvis bli om biofiltrets bevattningssystem går sönder eller vid mycket kraftiga regnmängder. Försök har gjorts med filter av kompost/träflis och det krävdes över 200

mm regn under ett dygn för att det skulle bli något läckage. Om biofiltret placeras längs långsidan på en byggnad måste vattnet från taket ledas bort med takränna. För att fånga upp eventuellt läckage kan marken under biofiltret täckas med ett lager lera, betong eller plastduk (Schmidt *m.fl.*, 2004).

7.1.8 Biofiltrets djup

Filtrets djup har betydelse för tryckfallet men påverkar också reningseffekten. Tryckfallet ökar linjärt med djupet (Sadaka *m.fl.*, 2002). Försök har visat att ett filterdjup under 0.15 m medför att reningen av lukt och svavelväte minskar till under 65% (Nicolai & Janni, 1999). Utifrån dessa resultat rekommenderades ett minsta djup för biofilter av kompost/träflis mellan 0.15 – 0.30 m. Biofilter för djurstallar rekommenderas att vara mellan 0.25 och 0.45 m för att ha en bra funktion med acceptabelt tryckfall (Schmidt *m.fl.*, 2004).

7.1.8 Temperaturen inverkan på biobädden

De mikroorganismer som är mest effektiva med att bryta ned luktande gaser är mesofila och har en optimal temperatur mellan 30 och 40 °C (Nicolai & Lefers, 2006). Den mikrobiella aktiviteten avtar vid temperaturer under 10 °C och över 65 °C i filtermaterialet (Li *m.fl.*, 1996). I ett försök i Kanada med ett isolerat biofilter varierade temperaturen mellan 15 och 30 °C vilket inte hade någon inverkan på reningseffekten. Däremot visade försöket att högre temperatur medförde att bakteriekulturen växte till sig snabbare och starttiden för biofiltret därmed blev kortare (Clark *m.fl.*, 2004). I ett annat kanadensiskt försök med ett öppet och oisolerat biofilter var temperaturen 16 °C i filtret när utetemperaturen var -20 °C. Värme tillfördes från stallet och där var ingen försämring i reningseffekt under vintermånaderna (Mann *m.fl.*, 2002).

Biofilter till gödsellager och oisolerade byggnader kan eventuellt frysa under vintern vilket temporärt reducerar reningseffekten. När lufttemperaturen ökar igen på våren töar biofiltret upp och mikroorganismerna blir aktiva igen och reningseffekten återkommer (Nicolai & Lefers, 2006).

7.1.9 Nedbrytning av filtermaterialet

De mikroorganismer som bryter ned föroreningarna i luftströmmen bryter också ned det organiska filtermaterialet. På grund av nedbrytningen av filtermaterialet sjunker biofiltret ihop och blir mer kompakt med tiden. Detta minskar reningseffekten och ökar tryckfallet (Nicolai & Lefers, 2006). Några långtidsstudier har inte utförts för biofilter av kompost/träflis som renar luften från djurstallar men uppskattningsvis behöver filtermaterialet inte bytas inom 3 till 10 år eller kanske ännu längre (Schmidt *m.fl.*,

2004). Biofilter som består av ett 0.2 m tjockt halmlager behöver bytas varje år (Langdahl Riis, 2005).

7.1.10 Underhåll

Det underhåll som krävs utöver byggnadsunderhåll är kontroll av vattenhalt, ogräsbekämpning, bekämpning av råttor och möss samt kontroll av tryckfallet.

Det är framförallt under sommarhalvåret som vattenhalten i filtermaterialet måste kontrolleras. Under vinterhalvåret håller filtermaterialet en ganska konstant vattenhalt kring 50% med hjälp av den uppvärmda och fuktiga luften från stallet. Kontroll av vattenhalten i filtermaterialet kan göras genom att gräva ned och känna på materialet. Filtermaterialet skall vara fuktigt 0.5 – 0.75% av djupet. Är det bara fuktigt i ytan behöver mer vatten tillföras. Är hela filtrets djup fuktigt tillförs det för mycket vatten (Schmidt *m.fl.*, 2004). Vatten kan tillföras genom tidsstyrd droppbevattning i ytan av filtret eller genom vanliga vattenspridare (Schmidt *m.fl.*, 2004). Viktigt är att vattnet sprids jämnt över hela biofiltrets yta. Annars kan det uppstå torra delar där luften lättare tar sig igenom materialet (Schmidt *m.fl.*, 2004).

Ogräs som växer i ytan på biofiltret kan dels göra att det uppstår kanaler i materialet där luften lättare tränger igenom. Rötter kan dessutom minska materialets porositet (Schmidt *m.fl.*, 2004). För att bibehålla biofiltrets reningsförmåga måste ogräs bekämpas.

Råttor och möss trivs bra i det varma filtermaterialet under vintern. Problemet är de gångar som gör att luften läcker genom materialet. För att säkerställa bra reningsförmåga krävs det att de bekämpas (Schmidt *m.fl.*, 2004).

Tryckfallet över biofiltret ökar med tiden. Orsaken är att filtermaterialet bryts ned och att damm minskar porositeten. Typ av filtermaterial och mängden damm påverkar hur snabbt tryckfallet ökar och därmed livslängden på filtermaterialet. Det ökande tryckfallet påverkar luftflödet genom stallet.

7.2 Skrubber

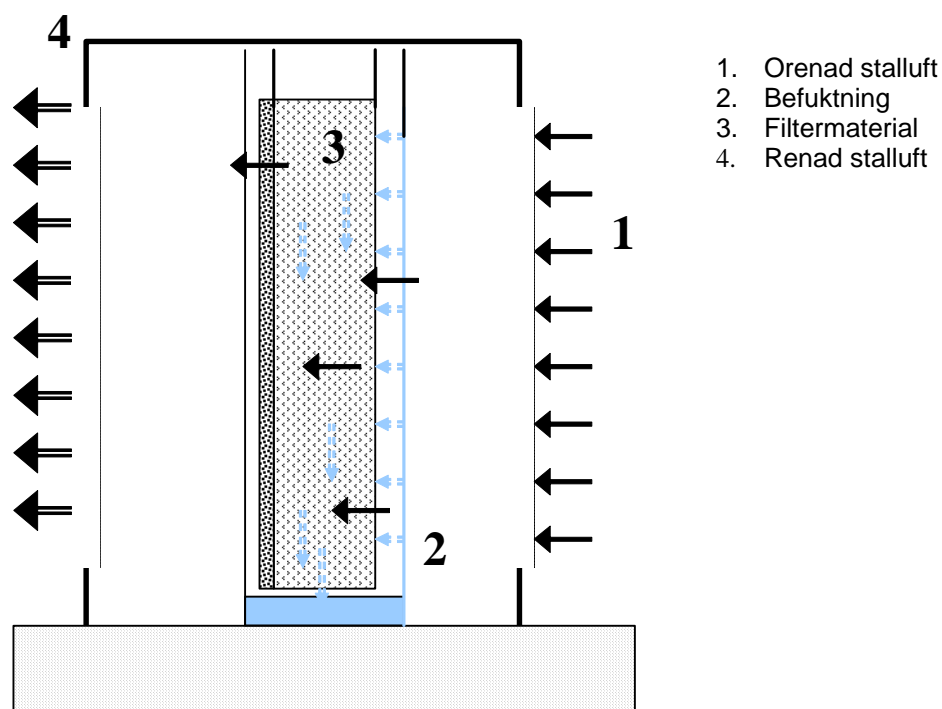
Rening av frånluften med skrubbers är en metod att reducera ammoniakemissionen som framförallt används i Holland, Tyskland och Danmark. I Holland finns mer än 200 anläggningar som renar frånluften från gris och fjäderfästallar (Melse *m.fl.*, 2006).

För att skrubbers skall gå att använda för att rena frånluften krävs att stallet är mekaniskt ventilerat. För de flesta anläggningarna krävs också att frånluften är samlad till en plats men det finns även system där det sitter skrubbers i frånluftstrummorna. Ventilationssystemet måste givetvis också klara det extra tryckfallet i skrubbern. Skrubbern är vanligtvis dimensionerad för att klara det maximala luftflödet från stallet. För att minska kostnaderna kan det vara ett alternativ att inte rena all luft. Beräkningar har gjorts som visar att om skrubbern dimensioneras för att klara 50% av maximiflödet

så är det endast 10 – 20% av ammoniakemissionen som inte går genom skrubbern (Melse *m.fl.*, 2006).

En skrubber består av en reaktor med ett filter av ett inert eller oorganiskt material (exempelvis ett plastmaterial) med en stor porvolym och yta. Materialet befuktas med vätska som tillförs en av bäddens sidor via ett spray- eller sprinklersystem. En del av vätskan återcirkuleras och en del avskiljs och ersätts av nytt vatten. Luft från stallet trycks horisontalt eller vertikalt genom bädden vilket medför att det blir en bra kontakt mellan luft-vätska (se figur 26). Ammoniak som finns i frånluften löses i vätskan. Avskiljd vätska kan användas som ett flytande gödselmedel.

Hur mycket ammoniak som övergår från luft till vätska beror av koncentrationsskillnaden mellan luft och vätska, kontaktarean mellan luft och vätska samt kontakttiden mellan luft och vätska. Koncentrationen av ammoniak i vätskan beror av hur bra ammoniak löses i vätskan, hur mycket vätska som avskiljs och ersätts av vatten. För en kemisk skrubber beror koncentrationen av ammoniak i vätskan även av hur mycket ammoniak som övergår till ammonium. För en bioskrubber beror koncentrationen av ammoniak i vätskan av hur mycket ammoniak som omvandlas av mikroorganismer och övergår till nitrit och nitrat (nitrifikation). Kontaktarean mellan luft och vätska beror av materialets yta och hur bra uppfuktat det är. Kontakttiden mellan luft och vätska beror av luftflödet genom skrubbern, bäddens storlek och bäddmaterialet. Uppehållstiden i skrubbern utan filtermaterial (luftflödet dividerat med filtervolym) är vanligen ca 0.5 – 1.0 s dvs luftflödet genom skrubbern är ca 3600 – 7200 m³/h per m³ filtervolym (Melse *m.fl.*, 2006).



Figur 26. Förenklad skiss på skrubber

7.2.1 Kemisk skrubber

I en kemisk skrubber tillsätts syra så att pH i vätskan hålls under 4. Ammoniak som fångas upp övergår därmed till ett ammoniumsalt. Svavelsyra är den syra som vanligtvis används och då bildas ammoniumsulfat. Koncentrationen av ammoniumsulfat i vätskan får inte bli för hög och brukar hållas på en nivå av 150 g per liter genom att vätska skiljs av och vatten tillsätts. För hög koncentration kan medföra att filtret kittar igen på grund av saltutfällning. Mängden vätska som avskiljs är ungefär 70 liter per slaktsvinsplats och år eller 2 liter på slaktkycklingplats och år (Melse & Ogink, 2005).

Med en väl utformad kemisk skrubber kan luftens ammoniakinhåll reduceras med 90 – 99%. I Holland har fem kemiska skrubbers utvärderats (Melse & Ogink, 2005). I medeltal reducerades ammoniakinhållet i luften med 96%. Luktreduktionen för två av de testade anläggningarna var 29% och 34%. Övriga utvärderades inte avseende luktreduktion.

7.2.2 Bioskrubber

I en bioskrubber omvandlas ammoniak i vätskan med hjälp av mikroorganismer till nitrit och nitrat. Mikroorganismerna växer som en film på bäddmaterialet och finns i vätskan som cirkulerar. Vätska avskiljs och vatten tillsätts för att det inte skall bli för höga kvävehalter. Mängden vätska som avskiljs är ungefär 790 liter per slaktsvinsplats och år eller 25 liter per slaktkycklingplats och år (Melse & Ogink, 2005)

En utvärdering av sex bioskrubbers i Holland visade att de reducerade mellan 35 till 90% av ammoniak i frånluften. I medeltal reducerades ammoniakemissionen med 70%. Luktreduktionen för tre av de utvärderade bioskrubbers var i medeltal 44% (Melse & Ogink, 2005).

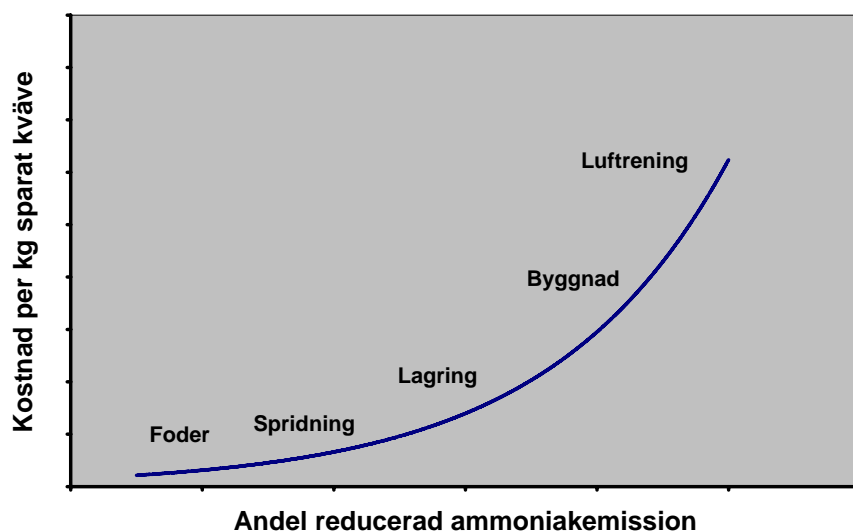
7.2.3 Kombinerade luftrenare

Det finns också en utveckling mot kombinerade luftrenare som består av två eller tre steg. I en tre-steps anläggning kan första steget vara en skrubber som framförallt tar bort damm. Andra steget är en kemisk skrubber som tar bort ammoniak och tredje steget är ett biofilter för att reducera luktemissionerna. I en två-steps anläggning kan första steget vara en kemisk skrubber för att ta bort ammoniak och det andra steget av en bioskrubber för att ta bort luktemissionerna (Ogink & Bosma, 2007).

8 DISKUSSION

Ammoniakemissionen från jordbruket har minskat med 22% sedan 1995. Minskningen beror framförallt på att antalet nötkreatur och fjäderfä har minskat men beror även på omställning från fastgödsel- till flytgödselhantering samt lägre lagrings- och spridningsförluster. Jordbruket har nått målet om en 15% minskning mellan 1995 och 2010 på nationell nivå men för att klara miljöproblemen diskuteras nya mål. Ett förslag är att utsläppen av ammoniak i Sverige ska minskas med 13% senast år 2015 från nivån år 2005 (Naturvårdsverket, 2008a). För att klara dessa mål krävs fler åtgärder för att begränsa ammoniakemission längs hela kedjan från foder till spridning av gödseln. Åtgärderna måste dessutom bygga på en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön dvs emissioner av ammoniak, damm, lukt och växthusgaser.

Ju större del av ammoniakförlusterna från gödseln som skall åtgärdas desto högre blir kostnaderna (Webb *m.fl.*, 2006). Ett generellt diagram över kostnaderna för olika åtgärder visas i figur 27. De åtgärder som har lägst kostnad per mängd sparad kväve är foderrelaterade. Därefter följer åtgärder för spridning följt av åtgärder för lagring. Åtgärder i djurstallar vid ny- eller ombygge är i allmänhet dyrare eftersom de kräver större investeringar. Det finns emellertid åtgärder i byggnader som kan göras med låg kostnad exempelvis urindränning i gödselgångar av helt golv för nötkreatur. De åtgärder som har högst kostnad är rening av frånluften från djurstallarna.



Figur 27. Kostnadskurva för reducering av ammoniakemission (efter Webb *m.fl.*, 2006).

Svenska inhysningssystem- och gödselhanteringssystem skiljer sig i vissa avseenden från utländska på grund av tradition, klimat och djurvälstånd. Detta gör att en del av de åtgärder som rekommenderas utanför Sverige inte kan användas i våra system. Samtidigt har många av de svenska systemen lägre ammoniakemission än de traditionella systemen i andra länder exempelvis boxar med delvis spaltgolv för slaktgris och mekaniska skrapor jämfört med boxar med helspalt och lagring av gödsel under spaltgolvet. De åtgärder som ingår i denna inventering av åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar är sådana som kan vara aktuella i svenska system.

Emissionen av ammoniak från gödsel påverkas av ett antal faktorer. I djurstallar är det flera faktorer som påverkar hur mycket ammoniak som avges och lämnar stallet via ventilationsluften. Kunskap om hur de olika faktorerna påverkar ammoniakemissionen ökar förståelsen för de åtgärder som kan göras. Faktorerna påverkar inte bara ammoniakemissionen från stallet utan även ammoniakkoncentrationen i stallet vilket har betydelse för arbets- och djurmiljön.

Sju av faktorerna behandlar de förhållanden i gödseln som påverkar ammoniakemissionen; mängden kväve i gödseln, gödseltemperaturen, gödselns pH, enzymaktivitet på golvytorna, C/N-kvot i gödseln, adsorption av ammoniak och ammonium i strömedel samt syreinhåll/vatteninhåll i gödseln. Mängden kväve kan framförallt påverkas med foderinnehållet, vilket inte behandlas i denna inventering, men kan även påverkas genom att dränera ut urinen ur stallet. Åtgärder för att sänka kväveinnehållet i gödseln via fodret är en mycket viktig åtgärd som begränsar ammoniakemissionen längs hela kedjan till spridningen. Exempel på åtgärder som bygger på faktorer i gödseln är urindränering, kylning av gödseln, sänka pH i gödseln, torv i djupströbäddar samt torkning av fjäderfågödsel.

Två faktorer behandlar gränssnittet mellan gödsel och luft; gödselbemängd area och exponeringstid. Exempel på åtgärder som bygger på faktorer i gränssnittet mellan gödsel och luft är att minska gödselarean i kulverten med sluttande plan samt urindränering som snabbt för ut urinen ur stallet.

Fyra faktorer behandlar de förhållanden i luften som påverkar ammoniakemissionen; luftrörelser, lufthastighet, luftflöde och lufttemperatur. Luftrörelser och lufthastighet påverkar luftskiktet närmast gödselytan. Exempel på åtgärder är att förhindra luftläckage in genom utgödslingen samt att kyla inkommande luft under sommaren.

Efter inventering av internationella och nationella lösningar har följande åtgärder bedömts ha störst potential i befintliga djurstallar samt vid om- eller nybygge av djurstallar.

Åtgärder som framförallt kan göras i befintliga djurstallar för nötkreatur och grisar är att;

- Underhålla urindränering och gödselskrapor.
- Rengöra och ströa liggbås, båspallar och liggytor.
- Förhindra eventuellt luftläckage in i stallet via utgödslingen och urindräneringen.
- Använda mycket strömedel i system med djupströbäddar.
- Använda torv som strömedel i fastgödsel- och djupströgödselsystem.
- Underhålla och ställa in ventilationsanläggningen så att luftrörelser och lufthastighet över gödselytorna är låga och att lufttemperaturen inte är högre än vad som krävs.

Åtgärder med störst potential vid ombygge eller nybygge av djurstall för nötkreatur;

- Planera och utforma stallet så att det blir liten gödselbemängd area. Exempelvis ger 15% reduktion av gödselgångsarea ca 20% lägre ammoniakemission.
- Utforma helt golv med 3% lutning mot urindrainering i mitten av gödselgången. Jämfört med ingen lutning och urindrainering ger det 50% lägre ammoniakemission.
- Frekvent rengöring av spaltgolvet med skrapa i kombination med spolning. Ammoniakemissionen minskar med ca 15% men vattenförbrukningen, 20 l per ko och dag, ökar behovet av lagringsvolym på gödselbehållaren.
- Urindrainering samt kylning av gödseln i gödselrännor i stall för uppbundna djur. Kylning med grundvatten minskar ammoniakemissionen med ca 20% med värmepump blir effekten större.
- Utforma djupströbäddsystem med gödselgång längs foderbordet.

Åtgärder med störst potential vid ombygge eller nybygge av djurstall för grisar;

- Planera för bra boxfunktion och rena boxar. Ammoniakemissionen kan reduceras med ca 20% om spaltgolvsarean minskas från 40% till 25% av boxarean.
- Minska den gödselbemängda arean i gödselkylvertarna genom att göra dem V-formade med sluttande väggar. Behöver testas och utvärderas i svenska stallar.
- Kyla gödseln i kylvertarna med värmepump och kylslingar. Genom att sänka gödseltemperaturen med 5 °C minskar ammoniakemissionen med ca 30%.
- Rena stalluften med biofilter eller skrubber. Biofilter minskar ammoniakemissionen med ca 65%, kemisk skrubber ca 95% och bioskrubber med ca 70% om all luft renas. Genom att rena minimiventilationen (ca 30% av frånluftkapaciteten) minskar ammoniakemissionen med 40% om luftrenarens effektivitet är ca 50%.
- Utforma djupströbäddsystem för sinsugor med kombinerade golvytor.

Åtgärder i befintliga djurstallar för fjäderfä;

- Gödsla ut ofta vid system med gödselmattor och gödselskrapor. Utgödsling två gånger per dag ger 40% lägre ammoniakemission jämfört med utgödsling två gånger per vecka.
- Använda torrt strömedel och anlägga en tunn ströbädd för frigående höns samt slaktkyckling.
- Golvet skall vara ordentligt upptorkat innan strö läggs på.
- Ströbädden skall hållas torr, inga läckande vattenniappar.

Åtgärder med störst potential vid ombygge eller nybygge av djurstall för fjäderfä;

- Torkning av gödseln på gödselmattorna reducerar ammoniakemissionen med ca 50%.
- Utgödsling av gödselbinge med gödselmatta i system med frigående höns.
- Golv under ströbädd isoleras och konstrueras så att inte fukt tränger upp underifrån.
- Tillsatsvärme vintertid i stallar med frigående höns.
- Golvvärme i slaktkycklingstall minskar ammoniakemissionen med 50%.
- Rena stalluften med biofilter eller skrubber (se ovan).

9 FORTSATT FORSKNING OCH UTVECKLING

Det saknas uppgifter på ammoniakemission från ett flertal inhysningssystem i Sverige. Att använda utländska forskningsresultat innebär en osäkerhet. Ett annorlunda klimat och andra foderstater kan göra att ammoniakemissionen från utländska djurstallar skiljer sig från svenska djurstallar. Inhysnings- och gödselhanteringssystem i Sverige är för en del produktionsgrenar dessutom olika de utländska systemen. Exempelvis inom grisproduktionen är skillnaderna ganska stora beroende av kraven på bättre djurvälstånd. Eftersom utvecklingen inom animalieproduktionen i ett flertal länder i Europa bland annat går mot bättre djurmiljö är det även av internationellt intresse att ta fram säkra emissionsfaktorer för djurhållningssystemen i Sverige. Samtidigt bör emissionen av växthusgaser bestämmas eftersom inhysningssystem i framtiden kommer att värderas efter en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön.

All ammoniakemission från djurstallar kommer från olika typer av golvytor. Med andra ord har utformningen av golven stor betydelse. Golv för nötkreatur har under de senaste åren utvecklats mot mjukare golv för att förbättra djurmiljön. Olika varianter av gummibeläggningar antingen på helt golv eller på spaltgolv har utvecklats. Denna utveckling bör följas upp med forskning kring ammoniakemission.

Energikostnaden för ventilation och uppvärmning stiger. Detta gör att markvärmväxlare kan bli lönsamma i framtiden. Markvärmväxlare ger även kallare tilluft under sommarhalvåret vilket gör att luftflödet kan sänkas och därmed blir ammoniakemissionen lägre. Detta är en intressant möjlighet i mekaniskt ventilerade djurstallar som bör utforskas vidare.

Luftrening kommer trots den höga kostnaden att fortsätta att utvecklas. För stora anläggningar för grisar och fjäderfä kommer luftrening även att vara ett alternativ i Sverige, speciellt i närheten av tätorter. Att även rena luften från växthusgaser kan bli ett alternativ för framtiden.

10 LITTERATURFÖRTECKNING

- Aarnink, A.J.A, Keen, A., Metz, J.H.M., Speelman, L., Verstegen, M.W.A. 1995. Ammonia emission patterns during the growing periods of pigs housed on partially slatted floors. *Journal of Agricultural Engineering Research* 62, 105-116
- Aarnink, A.J.A. & Wagemans, M.J.M. 1997. Ammonia volatilization and dust concentration as affected by ventilation systems in houses for fattening pigs. *Transactions of the ASAE* 40, 4: 1161-1170
- Aarnink, A.J.A., Schrama, J.W., Heetkamp, M.J.W., Stefanowska, J., Huynh, T.T.T. 2006. Temperature and body weight affect fouling of pig pens. *Journal of Animal Science* 84: 2224-2231
- Aarnink, A.J.A., van den Berg, A.J., Keen, A., Hoeksma, P. & Verstegen, M.W.A. 1996. Effects of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* 64, 299-310.
- Aarnink, A.J.A., Wagemans, M.J.M. & Keen, A. 1993. Factors affecting ammonia emission from housing for weaned piglets. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (ed. M.W.A. Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, J.H.M. Metz), 286-294. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.
- AFS. 2005. Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. AFS 2005:17, *Arbetsmiljöverkets författningssamling*, Solna, 99 pp.
- Airoldi, G., Balsari, P. & Chiabrando, R. 1993. Odor control in swine houses by the use of natural zeolites: First approach to the problem. In *Livestock environment IV* (eds. E. Collins & C. Boon), 701-708. ASAE, St. Joseph, Michigan, USA.
- Al-Kanani, T., Akochi, E., Mackenzie, A.F., Alli, I. & Barrington, S. 1992. Organic and inorganic amendments to reduce ammonia losses from liquid hog manure. *Journal of Environmental Quality* 21, 709-715.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Fröhlich, M., Amon, T., Pöllinger, A., Mösenbacher, I., Hausleitner, A. 2007. Ammonia and greenhouse gas emissions from a straw flow system for fattening pigs: Housing and manure storage. *Livestock Science* 112, 199-207
- Andersson, M. 1994. Performance of additives in reducing ammonia emissions from cow slurry. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of *Agricultural Biosystems and Technology*, Report 93, Lund. 45 pp.
- Andersson, M. 1995a. Ammonia volatilization from cow and pig manure. *Sveriges lantbruksuniversitet*, Inst f Jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 98, Lund. 66 pp.
- Andersson, M. 1995b. The effect of different manuring systems on ammonia emissions in pig buildings. *Sveriges lantbruksuniversitet*, Inst f Jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 100, Lund. 41 pp.
- Andersson, M. 1998. Reducing ammonia emissions by cooling of manure culverts. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 73-79.

- Andersson, M., Jeppsson, K-H., von Wachenfelt, E. 1994. Ammonia emission from different surfaces in livestock buildings. Report N. 94-C-001, *AgEng Milano* 1994.
- Bajwa, S.G. & Gadiraju, H. 2007. Laboratory evaluation of clinoptilolite for ammonia emission mitigation from broiler litter. International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture. CD-Rom Proceedings of the 16-19 September 2007 Conference (Broomfield, Colorado), *ASABE Publication Number 701P0907cd*
- Bengtsson, L. & Sällvik, K. 1994. Gödselbäddars volymtillväxt i stallar för nöt, svin och häst [The volume growth of deep-litter in housings for cattle, pigs and horses]. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst f Lantbruksteknik, Rapport 190, Uppsala. 97 pp.
- Berg, W., Türk, M., Hellebrand, H.J. 2006. Effects of acidifying liquid cattle manure with nitric or lactic acid on gaseous emissions. Proceedings *Workshop on Agricultural Air Quality: State of the Science*, (eds. Aneja, V.P., Schlesinger, W.H., Knighton, R., Jennings, G., Niyogi, D., Gilliam, W., Duke, C.S.) Bolger Conference Center, Potomac, Maryland, USA, 492-498
- Bernal, M.P., Lopez-Real, J.M. & Scott, K.M. 1993. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. *Bioresource Technology* 43 (1), 35-39.
- Beyrouthy, C.A, Nelson, D.W. & Sommers, L.E. 1988. Effectiveness of phosphoroamides in retarding hydrolysis of urea surface-applied to soils with various pH and residue cover. *Soil Science* 145, 345-352.
- Braam, C.R. & Swierstra, D. 1999. Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of Agricultural Engineers Research* 72, 59-69.
- Braam, C.R., Ketelaars, J.J.M.H. & Smits, M.C.J. 1997a. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45, 49-64.
- Braam, C.R., Smits, M.C.J., Gunnink, H., Swierstra, D. 1997b. Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68: 375-386
- BREF 07.06. 2003. Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. *European integrated pollution preventing and control bureau*. <http://eippcb.jrc.es/pages/factivities.htm>
- Bussink, D.W. & Oenema, O. 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 19-33
- Carlsson, A. & Nilsson, O. 1999. Ammoniakemissioner vid kylning av gödsel i gödselkylvert. Examensarbete inom lantmästarprogrammet 1997/99:13 & 58, *Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp*
- Clark, O.G., Edeogu, I., Feddes, J., Coleman, R.N. och Abolghasemi, A. 2004. Effects of operating temperature and supplemental nutrients in a pilot-scale agricultural biofilter. *Canadian Biosystems Engineering* 46: 6.7-6.16.

- Clay, D.E., Malzer, G.L. & Anderson, J.L. 1990. Ammonia volatilization from urea as influenced by soil temperature, soil water content and nitrification and hydrolysis inhibitors. *Soil Science Society of America Journal* 54, 263-266.
- Dansk landbrugsrådgivning. 2004a. Svovlsyrebehandling av kvaeggylle. BAT Bedst tillgaenglige teknik, Gr 107-04-52, *Dansk landbrugsrådgivning*.
- Dansk landbrugsrådgivning. 2004b. Delvist spaltegulv med skraber og køling af kanalbund. BAT Bedst tillgaenglige teknik, Gr 106-04-53, *Dansk landbrugsrådgivning*.
- den Brok, G.M. & Verdoes, N. 1996. Effect van mestkoeling op de ammoniakemissie uit een vleesvarkensstal [The effect of manure cooling on the ammonia emission from a fattening pig house]. *Research Institute for Pig Husbandry*, Report P1.155, Rosmalen, The Netherlands. 28 pp. (In Dutch; English summary.)
- Devinny, J.S., Deshusses, M.A., Webster, T.S. 1999. *Biofiltration for Air Pollution Control*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Dewes, T. 1996. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge 127, 501-509.
- DFS, 2007. Djurskyddsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om djurhållning inom lantbruket m.m. DFS 2007:5, *Jordbruksverket*, Jönköping, 50 pp
- ECE. 2007. Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13. www.unece.org
- EEG. 2092/91. Rådets förordning av den 24 juni 1991 om ekologisk production av jordbruksprodukter och uppgifter därom på jordbruksprodukter och livsmedel.
- EG. 2001. Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/81/EG av den 23 oktober 2001 om nationella utsläppstak för vissa luftföroreningar. <http://europa.eu/scadplus/leg/sv/lvb/l28095.htm>
- EG. 2008. Kommissionens förordning (EG) nr 889/2008 av den 5 september 2008 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 834/2007 om ekologisk produktion och märkning av ekologiska produkter med avseende på ekologisk produktion, märkning och kontroll.
- Elliott, H. A. & Collins, N.E. 1982. Factors affecting ammonia release in broiler houses. *Transactions of the ASAE* 25:413 – 418, St. Joseph, Michigan.
- Ellis, S.; Webb, J.; Misselbrook, T.; & Chadwick, D. 2001. Emission of ammonia (NH₃), nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) from a dairy hardstanding in the UK. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 115-122
- Elzing, A. & Monteny, G.J. 1997. Ammonia emission in a scale model of a dairy-cow house. *Transactions of the ASAE* 40, 713-720.
- Elzing, A. & Swierstra, D. 1993. Ammonia emission measurements in a model system of a pig house. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (eds. M.W.A. Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, & J.H.M. Metz), 280-285. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.
- Fabbri, C., Labartino, N., Bonazzi, G. & Poletti, E. 2007. Effects on odour and ammonia emissions of different width openings in slatted floors for fattening pigs.

- In *Ammonia emissions in agriculture* (eds Monteny, G.J., Hartung, E.), Wageningen Academic Publishers, 231-232.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., van der Eerden, L. & Jäger, H.-J. 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. *Environmental Pollution* 86, 43-82.
- Fernández, J.A., Poulsen, H.D., Boisen, S., Rom, H.B. 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: Denmark. *Livestock Production Science* 58, 225-242
- Frank, B. & Swensson, C. 2002. Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows and milk yield, concentration of urea in milk and ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* 85: 1829-1838
- Freney, J.R., Simpson, J.R. & Denmead, O.T. 1983. Volatilization of ammonia. In *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems* (eds. J.R. Freney, J.R. Simpson), 1-33. The Hague, The Netherlands: Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers.
- Gonzalez-Avalos, E. & Ruiz-Suarez, L.G. 2001. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. *Bioresource Technology* 80(1):63-71
- Groenestein, C.M. 1993. Animal-waste management and emission of ammonia from livestock housing systems: field studies. In *Livestock environment IV* (eds. E. Collins & C. Boon), 1169-1175. ASAE, St. Joseph, Michigan, USA.
- Groenestein, C.M., Monteny, G.J., Aarnink, A.J.A., Metz, J.M.H. 2007. Effect of urinations on the ammonia emission from group-housing systems for sows with straw bedding: model assessment. *Biosystems Engineering* 97: 89-98.
- Groot Koerkamp, P. W. G., Keen, A., Van Niekerk, Th. G. C. M. & Smit, S. 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43, pp 351-373.
- Groot Koerkamp, P.W.G. 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *Journal of Agricultural Engineering Research* 59, 73-87.
- Groot Koerkamp, P.W.G., J.H.M. Metz, G.H. Uenk, V.R. Phillips, M.R. Holden, R.W. Sneath, J.L. Short, R.P. White, J. Hartung, J. Seedorf, M. Schröder, K.H. Linkert, S. Pedersen, H. Takai, J.O. Johnsen and C.M. Wathes. 1998. Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 79-95.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Groenestein, C.M. 2008. Ammonia and odour emission from a broiler house with a litter drying ventilation system. *Proceedings AgEng2008*, International conference on agricultural engineering, Crete, 23-25 June, Grekland
- Gustafsson, G. 1988. *Luft- och värmebalanser i djurstallar [Air- and heat balances of animal houses]*. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Farm buildings, Report 59, Lund, Sweden, 385 pp.
- Gustafsson, G., Jeppsson, K.-H., Hultgren, J., Sannö, J.-O. 2005. Techniques to reduce the ammonia emission from a cowshed with tied dairy cows. *CIGR, Agricultural Engineering International*, Manuscript BC 04010, Vol II.

- Gustafsson, G. & Mårtensson, M. 1990. Gaser och damm i fjäderfästallar. *Sveriges lantbruksuniversitet*, Inst f lantbrukets byggnadsteknik, Rapport 68, Lund
- Gustafsson, G. & von Wachenfelt, E. 1985. Klimatisering av fjäderfästallar. I Försöksledamötet 1985 Uppsala, Del 3. Djurstallets teknik och miljö, Konsulentavdelningens rapporter, Allmänt 65, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Uppsala
- Gustafsson, G. & von Wachenfelt, E. 2004. Begränsning av luftföroreningar vid inhysning av golvhöns. *Sveriges lantbruksuniversitet*, inst f lantbrukets byggnadsteknik, Rapport 129, 57pp
- Gustafsson, G. & von Wachenfelt, E. 2005. Measures against ammonia release in a floor housing system for laying hens. *Agricultural Engineering International 7*, Manuscript BC 05 003
- Gustafsson, G., von Wachenfelt, E. & Ascard, K. 2001. Utgödslingsteknik som begränsar exponering för höga ammoniakhalter i lågbeläggningssystem för lösgående värphöns. *Sveriges lantbruksuniversitet*, inst för jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 126, Alnarp.
- Hartung, E., Büscher, W. & Jungbluth, T. 1994. Basic research on the ammonia release in livestock production using liquid manure. *AgEng '94*, Report N. 94-C-007, Milano, Italy. 8 pp.
- Hartung, E., Jungbluth, T. och Büscher, W. 2001. Reduction of ammonia and odor emissions from a piggery with biofilters. *Transactions of the ASAE*, Vol. 44(1): 113-118
- Hashimoto, A.G. & Ludington, D.C. 1971. Ammonia desorption from concentrated chicken manure slurries. In *Livestock Waste Management and Pollution Abatement*, 117-121. ASAE, St. Joseph, USA.
- Haslam, R.T., Hershey, R.L. & Keen, R.H. 1924. Effect of gas velocity and temperature on rate of absorption. *Industrial and Engineering Chemistry* 16, 1224-1230.
- Hauser, R.H. & Folsch, D.W. 1993. The quality of poultry-house air in alternative systems for farming laying hens. *Livestock Environment IV*, Proceedings of a conference held in Coventry, UK, 6-9 July, 671-677
- Hendriks, J.G.L., and M.G.M. Vrieling. 1997. Reducing the emission from pig houses by adding or producing organic acids in pig slurry. In *Proc. of the Int. Symp. on Ammonia and Odour Emissions from Animal Production*, Vinkeloord, the Netherlands 10 Oct. 1997. NVTL, Rosmalen, the Netherlands
- Herlin, A. 2005. Kontrollera hygien på kornas liggplats! Alnarps mjölkdag 14/2, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Alnarp.
- Hillig, J. 1992. Ammonia emission from broiler and laying hen houses with different housing system. *KTBL-Arbeitspapier* 174: 74-79
- Hobson, P.N. & Robertsson, A.M. 1977. Waste Treatment in Agriculture. London, England: Applied Science Publishers Ltd.
- Hoeksma, P.; Verdoes, N.; Monteny, G.J. 1993. Two options for manure treatment to reduce ammonia emission from pig housing. In *Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences* (eds. M.W.A. Verstegen, L.A. den Hartog,

- G.J.M. van Kempen, & J.H.M. Metz), 301-306. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.
- Husted, S., L.S. Jensen, and S.S. Jorgensen. 1991. Reducing ammonia loss from cattle slurry by the use of acidifying additives: The role of the buffer system. *J. Sci. Food Agric.* 57:335–349.
- Hüther, L., Schuchardt, F. & Willke, T. 1997. Emission of ammonia and greenhouse gases during storage and composting of animal manures. In *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Volume 1* (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny), 327-334. NVTL, Rosmalen, The Netherlands
- Ivanova-Peneva, S.G., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A. 2006. Ammonia and mineral losses on dutch organic farms with pregnant sows. *Biosystems Engineering* 93, 221-235
- Ivanova-Peneva, S-G., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A. 2008. Ammonia emissions from organic housing systems with fattening pigs. *Biosystems Engineering* 99, 412-422.
- Jeppsson, K-H. & Gustafsson, G. 2006. Luftutbyte genom spaltgolv i slaktgrisstallar – Metodutveckling och resultat. *Sveriges Lantbruksuniversitet*, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 141, Alnarp
- Jeppsson, K-H. 1998. Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish J. agric. Res.* 28: 197-206
- Jeppsson, K-H. 1999. Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *J. Agric. Engng Res.* 73: 49-57
- Jeppsson, K-H. 2000. *Aerial Environment in Uninsulated Livestock Buildings - Release of ammonia, carbon dioxide and water vapour from deep litter and effect of solar heat load on the interior thermal environment*. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Agraria 245. Alnarp.
- Jeppsson, K-H. 2002. Daily variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from an uninsulated, deep litter building for growing/finishing pigs. *Biosystems Engineering* 81(2): 213-223
- Jeppsson, K-H. 2009. Emission av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar i stall för nötkreatur och grisar – litteraturgenomgång. *Sveriges lantbruksuniversitet*, Landskap trädgård jordbruk, Rapport 2009:3, Alnarp
- Jeppsson, K-H., Karlsson, S., Svensson, L., Beck-Friis, B., Bergsten, C. & Bergström, J. 1997. Djupströbädd för ungnöt och slaktsvin - analys avseende teknik, miljö, djurhälsa och ekonomi., *Sveriges lantbruksuniversitet*, Inst f jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 110, Alnarp
- Jordbruksverket. 1997. Förslag till åtgärdsprogram för att reducera ammoniakavgången i jordbruket. Rapport 1997:16, *Jordbruksverket*, Jönköping
- Joshi, J.A., Hogan, J.A., Cowan, R.M., Strom, P.F. och Finstein, M.S. 2000. Biological removal of gaseous ammonia in biofilters: space travel and earth-based assumptions. *J. of Air and Waste Manag Assoc.* 50(9):1647-1654.
- Jungbluth, T., Hartung, E. & Brose, G. 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 133-145

- Kai, P., Strøm, J.S., Jensen, B-E. 2007. Delrensning af ammoniak i staldluft. Grøn Viden, DJF Husdyrbrug nr. 47, Aarhus universitet, 6 pp
- Kangro, A. 1993. Luftföroreningar i värphönsstallar. Sammanställning och analys av resultat från nio länder. *Sveriges lantbruksuniversitet*, inst f lantbrukets byggnadsteknik, Rapport 88, 124pp
- Kappuinen, P. 1992. Djupströbäddens egenskaper och funktion i köttdjursstall [Qualities and function of deep litter in cattle houses]. *NJF-teknik-92, Seminarium nr 212*, Espoo, Finland.
- Katyal, J.C. & Carter, M.F. 1989. Effects of air flow rate, leaching, and presubmergence on ammonia volatilization and apparent denitrification loss of nitrogen from a submerged soil. *Soil Science* 147, 116-125.
- Kellems, R.O., Miner, J.R., Church, D.C. 1979. Effect of ration, waste composition and length of storage on the volatilization of ammonia, hydrogen sulphide and odors from cattle waste. *Journal of Animal Science* 48, 3: 436-445
- Kemppainen, E. 1987. Ammonia binding capacity of peat, straw, sawdust and cutter shavings. *Annales Agriculture Fenniae* 26, 89-94.
- Kindbom, K., Svensson, A., Sjöberg, K., Persson, C. 2001. Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999. *IVL rapport B 1420*, IVL Svenska miljöinstitutet AB, Göteborg
- Kirchmann, H. & Witter, E. 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 35-41.
- Kirchmann, H. 1985. Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agriculturae Scandinavia* 24 (Suppl.). 77 pp.
- Kostallplan, 2008. www.jbt.slu.se/kostallplan
- Krieger, R., Hartung, J. & Pfeiffer, A. 1993. Experiments with a feed additive to reduce ammonia emissions from pig fattening housing - preliminary results. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (eds. M.W.A Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, & J.H.M. Metz), 295-300. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.
- Kroodsma, W., Huis in't Veld, J.W.H., Scholtens, R. 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science* 35, 293-302.
- Kroodsma, W., Willers, H.C., Huis in't Veld, J.W.H. & Ogink, N.W.M. 1994. Reduction of ammonia emission from cubicle houses for cattle by slurry acidification. *AgEng '94*, Report N. 94-C-028, Milano, Italy. 2pp.
- Langdahl Riis, B. 2005. Halmfilters effect overfor ammoniak- og lugtemission fra slagtesvinestald. FarmTest – bygninger nr 14, *Dansk Landbrugsrådgivning*
- Larsson, K., Rodhe, L., Jakobsson, K-G., Johansson, G., Svensson, L. 1999. Torv som strö i smågrisproduktionen – effect på miljö och djurhälsa. *JTI-rapport*, Lantbruk & Industri, Nr 257. JTI, Uppsala
- Leson, G. och Winer, A.M. 1991. Biofiltration: An innovative air pollution control technology for VOC emission. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 41(8): 1045-1054

- Li, X.W., Hoff, S.J., Bundy, D.S., Harmon, J., Xin, H. och Zhu, J. 1996. Biofilter – A malodour control technology for livestock industry. *J. Environ. Sci. Health* 31(9): 2275-2285
- Malmström, E. & Herlin, A. 2003. Påverka mjölkornas hygien - erfarenheter från golvlabbet. Alnarps mjölkdag 6/2, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Alnarp.
- Mann, D.D., DeBruyn, J.C. och Zhang, Q. 2002. Design and evaluation of an open biofilter for treatment of odour from swine barns during sub-zero ambient temperatures. *Canadian Biosystems Engineering* 44: 6.21-6.26.
- Mannebeck, H. & Oldenburg, J. 1990. Comparison of different systems on ammonia emissions. In: *Odour and emissions from livestock farming* (eds.: Nielsen, V.C, Voorburg, J.H. & L'Hermite, P.), Proceedings of a seminar, Silsoe, UK, 26-28 March 1990, Elsevier Applied Science, 42-29
- Martinec, M., Hartung, E., Jungbluth, T. 2000. Biofilters – The influence of different filter materials on the reduction efficiency. *Agrartechnische Forschung* 6, Heft 2, E 40 – E 45
- Massabie, P., Granier, R. & Guingand, N. 1998. Influence of air flow rate and ventilation system on ammonia levels in pig fattening units. *AgEng '98*, Paper no. 98-E-006, Oslo, Norway.
- McCrary, D.F. & Hobbs, P.J. 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: A review. *Journal of Environmental Quality* 30, 345-355.
- Melse, R.W. & Ogink, N.W.M. 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE* 48, 6: 2303-2313.
- Melse, R.W., van Wagenberg, A.V., Mosquera, J. 2006. Size reduction of ammonia scrubbers for pig and poultry houses: Use of conditional bypass vent at high air loading rates. *Biosystems Engineering* 95, 1: 69-82.
- Miljömål. 2009. www.miljomal.se
- Misselbrook, T.H., Webb, J. & Gilhespy, S.L. 2006. Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock – quantification and mitigation. *Atmospheric Environment* 40, 6752-6763
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Chadwick, D.R., Ellis S., Pain, B.F. 2001. Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. *Atmospheric Environment* 35, 5331-5338
- Molloy, S.P. & Tunney, H. 1983. A laboratory study of ammonia volatilization from cattle and pig slurry. *Irish Journal of Agricultural Research* 22, 37-45.
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M. & Hilhorst, M.A. 2001. Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 123-132
- Moreira, V.R. & Satter, L. 2006. Effect of scraping frequency in a freestall barn on volatile nitrogen loss from dairy manure. *Journal of Dairy Science* 89: 2579-2587
- Muck, R.E. & Steenhuis, T.S. 1982. Nitrogen losses from manure storages. *Agricultural wastes* 4, 41-54.

- Müller, H-J., Stollberg, U. & Venzlaff, F-W. 2005. Erdwärmetauscher in der Sauenaufzucht. *Agrartechnische Forschung* 11(4):100-107
- Naturvårdsverket. 2008a. Miljömålen – nu är det bråttom. *Naturvårdsverket*, Stockholm, 351 pp.
- Naturvårdsverket. 2008b. www.naturvardsverket.se
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S. & Gustafsson, G. 2009a. Multi-location measurements of greenhouse gases and emission rates of methane and ammonia from a naturally-ventilated barn for dairy cows. *Biosystems Engineering* 103(1):68-77
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S. & Gustafsson, G. 2009b. Gaseous Emissions from a Fattening Piggery and a Dairy Barn with an Automatic Milking System, *ASABE Annual International Meeting*, June 21 – June 24 2009, Reno, Nevada, USA.
- Ni, J.Q., Vinckier, C., Coenegrachts, J. & Hendriks, J. 1999. Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livestock Production Science* 59, 25-31.
- Nicolai, R. & Schmidt, D. 2005. Biofilters. Livestock development in South Dakota: Environment and health, FS 925-C, *South Dakota State University*
- Nicolai, R. & Janni, K.A. 1997. Development of a low cost biofilter for swine production facilities. Paper No. 974040. *ASAE*, 2950 Niles Road, St Joseph, MI 49085-9659 USA.
- Nicolai, R. & Janni, K.A. 1998. Comparison of biofilter residence time. Paper No. 984053. *ASAE*, 2950 Niles Road, St Joseph, MI 49085-9659 USA.
- Nicolai, R. & Janni, K.A. 1999. Effect of biofilter retention time on emissions from dairy, swine, and poultry buildings. Paper No. 994149. *ASAE*, 2950 Niles Road, St Joseph, MI 49085-9659 USA.
- Nicolai, R. & Janni, K.A. 2001. Determining pressure drop through compost-woodchip biofilter media. Paper No. 014080. *ASAE*, 2950 Niles Road, St Joseph, MI 49085-9659 USA.
- Nicolai, R. & Janni, K.A. 2002. Comparison of biofilter residence time. Paper No. 984053. *ASAE*, 2950 Niles Road, St Joseph, MI 49085-9659 USA.
- Nicolai, R. & Lefers, R.M. 2006. Biofilters used to reduce emissions from livestock housing – A literature review. *Proceedings of the Workshop on agricultural air quality: State of the science*, June 5-8 2006, Bolger conference center, Potomac, Maryland, USA
- Nicolai, R., Lefers, R. & Pohl, S.H. 2005. Configuration of a vertical biofilter. *Proceedings of the Seventh International Symposium, Livestock Environment VII*, 18-20 May, Beijing, China
- Ogink, N.W.M. & Bosma, A.J.J. 2007. Combined air scrubbers in livestock production: performances and costs. In *Ammonia emissions in agriculture* (eds Monteny, G.J., Hartung, E.), Wageningen Academic Publishers, 231-232
- Ogink, N.W.M. & Kroodsma, W. 1996. Reduction of ammonia emission from a cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research* 63, 197-204.

- Oldenburg, J. 1989. Geruchs- und Ammoniak-emissionen aus der Tierhaltung [Odour- and ammoniakemission from animal production]. *Kuratorium für technik und Bauwesen in der Landwirtschaft*, KTBL-Schrift 333, Darmstadt, Germany. 158 pp.
- Olesen, J.E. & Sommer, S.G. 1993. Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment* 27, 2567-2574.
- Olsson, O. & Ascárd, K. 2008. Planeringshandledning för svinstallar. Systemlösningar för jordbrukets driftsbyggnader, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Lantbrukets byggnadsteknik, Alnarp
- Pahl, O., Williams, A.G., Sneath, R.W. 2002. Reduction of ammonia and odour emissions from pig slurry under slats using oil and foam layers. *Environmental Technology* 23, 395-403
- Patterson, P.H. & Adrizal. 2005. Management strategies to reduce air emissions: Emphasis – dust and ammonia. *Journal of Applied Poultry Research* 14, 3: 638-650.
- Peltola, I. 1985. Use of peat as litter for milking cows. In *Odour prevention and control of organic sludge and livestock farming* (eds. V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'hermite), 181-187. London and New York: Elsevier Applied Science Publishers.
- Phillips, V.R., Scotford, I.M., White, P.R., Hartshorn, R.L. 1995. Minimum-cost biofilters for reducing odours and other aerial emissions from livestock buildings: Part 1, Basic airflow aspects. *Journal of Agricultural Engineering Research* 62, 203-214.
- Phillippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Farnir, F., Massart, L., Vandenneede, M. & Nicks, B. 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on a gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Animal Research* 55, 397-407.
- Poincelot, R.P.A. 1974. Scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Science* 3, 24-31.
- Randall, J.M. 1980. Selection of piggery ventilation systems and penning layouts based on the cooling effects of air speed and temperature. *Journal of Agricultural Engineering Research* 25 (2), 169-187.
- Rank, M. 1988. *Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach Gülleddüngung [Investigation about the ammonia volatilization from manure]*. Dissertation. Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, Technische Universität München, Germany. 108 pp.
- Rasmussen, J.B., Freudendal, A.J., Markussen, H.P. 2004. Nye typer praefabrikerede, draeeede betongulve till kvaegstalde. Farmtest-kvaeg no. 14, *Dansk landbrugsrådgivning*, Århus
- Ringbom, Ö., von Wachenfelt, E., Andersson, M. 1993. Minskning av ammoniakemissionen från ströbäddar i slaktkycklingstallar med ett kemiskt tillsatsmedel. Sammanställt 23, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Institutionen för lantbrukets byggnadsteknik, Lund
- Rodhe, L., Mathisen, B., Wikberg, A., Malgeryd, J. 2005. Tillsatsmedel för flytgödsel – litteraturöversikt och utveckling av testmetod. *JTI-rapport*, Lantbruk & industri 333, JTI – institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala, 70 pp

- Rodhe, L., Thyselius, L. och Berglund, U. 1986. Biofilter för luktreducering. Installation och utvärdering. *JTI-rapport 76*, Uppsala
- Rom, H.B. 1995. *Ammonia Emission from Pig Confinement Buildings - System Analysis and Measuring Methods*. Ph.D. Thesis, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.
- Sadaka, S., Magura, C.R., Mann, D.D. 2002. Vertical and horizontal airflow characteristics of wood/compost mixtures. *Applied Engineering in Agriculture* 18, 6: 735-741.
- Sakai, T., Hanajima, D., Haga, K., Suzuki, N. 2003. The influence of swine faeces-urine mixing on daily emission of offensive odour substances. *Japanese Journal Swine Science* 40, 2: 39-47.
- Sannö, J-O.; Cederberg, C.; Gustafsson, G.; Hultgren, J.; Jeppsson, K-H.; Karlsson, S.; Nadeau, E. 2003. LIFE Ammoniak. Bärkraftig mjölkproduktion genom minskning av ammoniakförluster på gårdsnivå. *Sveriges Lantbruksuniversitet*. Inst. för husdjurens miljö och hälsa. Rapport 5. Skara.
- SCB. 2007. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige. MI 37 SM 0701, Serie Miljövärd, *Statistiska Centralbyrån*, Gävle.
- SCB. 2009. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige. MI 37 SM 0901, Serie Miljövärd, *Statistiska Centralbyrån*, Gävle.
- Schmidt, D., Janni, K. och Nicolai, R. 2004. Biofilter design information. BAEU-18. Biosystems and Agricultural Engineering Department, *University of Minnesota*. St. Paul. MN.
- Schulte, D.D. 1997. Critical parameters for emissions. In *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, Volume 1 (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny), 23-34. NVTL, Rosmalen, The Netherlands.
- SJV. 1993. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet I olika djurhållningssystem för svin. Rapport 1993:20, *Jordbruksverket*, Jönköping.
- SJV, 1995. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet vid nötkreaturshållning. Rapport 1995:10, *Jordbruksverket*, Jönköping.
- SJV, 2004. Förutsättningar för en minskning av växthusgasutsläppen från jordbruket [Possibilities to reduce greenhouse gas emissions from agriculture]. *Jordbruksverket*, Rapport 2004:1, Jönköping. 78 pp.
- SJV. 2006. God jordbrukarsed för att begränsa ammoniakförlusterna. Jordbruksinformation 13, *Jordbruksverket*, Jönköping, 48 pp.
- SJV. 2007. Gödsel och miljö. *Jordbruksverket*, Jönköping, 107 pp.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O., Webb, J. 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*, vol 89, 261-335.
- Srinath, E.G. & Loehr, R.C. 1974. Ammonia desorption by diffused aeration. *Journal WPCF* 46 (8), 1939-1957.

- Starmans, D.A.J. & Van der Hoek, K.W. 2007. Appendix 18. Mixed air ventilation. In *Ammonia the case of the Netherlands* (eds. Starmans, D.A.J. & Van der Hoek, K.W.), Wageningen Academic Publishers, Holland
- Steineck, S., Djurberg, L., Ericsson, J. 1991. Stallgödsel. Speciella skrifter 43, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Uppsala, 91 pp
- Sun, Y., Clanton, C.J., Janni, K.A. och Malzer, G.L. 2000. Sulfur and nitrogen balances in biofilters for odorous gas emission control. *Transaction of the ASAE*. 43(6):1861-1875
- Svennerstedt, B & Praks, O. 1997. Dräneringsförmåga och ammoniakemission fört dränerande golvsystem. *Sveriges Lantbruksuniversitet*. Inst. för jordbrukets biosystem och teknologi. Rapport nr 112. Alnarp.
- Svensson, L. 1993. *Ammonia volatilization from land-spread manure - Effects of factors relating to meteorology, soil/manure and application technique*. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala, Sweden. 104 pp.
- Swierstra, D., Braam, C.R., Smits, M.C. 2001. Grooved floor system for cattle housing: Ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture* 17, 1: 85-90
- Swierstra, D., Smits, M.C.J., Kroodsma, W. 1995. Ammonia emission from cubicle houses for cattle with slatted and solid floors. *Journal of Agricultural Engineering Research* 62, 127-132.
- Thelosen, J.G.M., Verdoes, N., den Brok, G.M., Voermans, J.A.M., Huijben, J.J.H. 1993. Triangular pig pens to prevent dirtiness on the solid part of the floors. In *Livestock environment IV* (eds. E. Collins, & C. Boon), 828-834. ASAE, St. Joseph, Michigan, USA.
- UNECE, 1979. 1979 convention on long-range transboundary air pollution. www.unece.org
- UNECE. 1999. Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. www.unece.org
- van der Peet-Schwering, C.M.C., Aarnink, A.J.A., Rom, H.B. & Dourmad, J.Y. 1999. Ammonia emissions from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science* 58, 265-269.
- van Faassen, H.G. 1992. Microbial processes of the nitrogen cycle in deep-litter systems for pig housing. In *Workshop "Deep-litter systems for pig farming"* (ed. J.A.M. Voermans), 157-165. Research Institute for Pig Husbandry, Rosmalen, Holland
- Varel, V.H., Nienaber, J.A. & Freetly, H.C. 1999. Conservation of nitrogen in cattle feedlot waste with urease inhibitors. *Journal of Animal Science* 77, 1162-1168.
- von Wachenfelt E., Gustafsson, G., Persson, G. 1984. Gas- och klimatundersökningar vid varierande beläggningstäthet I slaktkycklingstallar. *Sveriges lantbruksuniversitet*, Institutionen för lantbrukets byggnadsteknik (LBT), Lund
- Voorburg, J.H. & Kroodsma, W. 1992. Volatile emissions of housing systems for cattle. *Livestock Production Science* 31, 57-70.

- Webb, J., Ryan, M., Anthony, S.G., Brewer, A., Laws, J., Aller, M.F., Misselbrook, T.H. 2006. Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment* 40, 7222-7233.
- Webb, J. 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution* 111, 395-406
- Wilkerson, V.A., Casper, D.P., Mertens, D.R. & Tyrrell, H.F. 1994. Evaluation of several methane producing equations for dairy cows. In *Energy Metabolism of Farm Animals* (ed J.F. Aguilera), EAAP Publication no. 76, C.S.I.C., Publishing Service, Granada, Spain
- Witter, E. & Kirchmann, H. 1989. Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 43-52
- Zeeman, G. 1991. *Mesophilic and psychrophilic digestion of liquid manure*. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 116 pp
- Zhang, G., Strøm, J.S., Li, B., Rom, H.B., Morsing, S., Dahl, P., Wang, C. 2005. Emission of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosystems Engineering* 92, 3: 355-364