

ブロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加が 堆肥化時のアンモニア揮散量と堆肥成分に及ぼす影響

前田恵助¹・橋本真穂²・林 恭弘²・豊吉正成¹

¹ 和歌山県畜産試験場, 和歌山県西牟婁郡すさみ町見老津 649-3141

² 和歌山県農業試験場, 和歌山県紀の川市貴志川町高尾 640-0423

ブロイラーの使用済み敷料堆肥化時におけるアンモニア揮散抑制と、梅干し生産過程で産出される梅調味廃液の有効活用を目的とし、使用済み敷料への梅調味廃液の添加が、堆肥化時のアンモニア揮散量と堆肥成分に及ぼす影響を調べた。ブロイラー出荷後の鶏舎から使用済み敷料を採取し、5%の割合（容積/重量）で梅調味廃液を添加したものをUSW区、5%の割合で水道水を添加したものを対照区とし、それぞれ小型堆肥化実験装置に各5kg充填し、試験1では切り返しを行わず7日間の堆肥化時のアンモニア揮散量を含む窒素収支を調べ、試験2ではアンモニア揮散量と堆肥成分に及ぼす影響を調べるために7日ごとに切り返しを行い、21日間堆肥化実験を行った。試験1においてアンモニアガス濃度は試験開始時から4日目まで対照区よりUSW区が少なくなったが、5日目から7日目は対照区とUSW区は同濃度で推移し、USW区の揮散アンモニア量は対照区に対し13%抑制された。試験2における21日間のアンモニア揮散量は0-7日、8-14日、15-21日のいずれの期間でも、対照区よりUSW区の方が少なく、対照区に対するUSW区のアンモニア揮散量の抑制率は0-7日、8-14日、15-21日でそれぞれ、59.8%、34.3%、5.4%となり、0-7日に最も揮散量を低減させた。一方、対照区とUSW区の堆肥中アンモニア態窒素含量は同様な推移を示したが、pHはいずれの測定点においても対照区よりUSW区が低くなった。堆肥成分では梅調味廃液の添加により堆肥中Na含量がやや高くなり、Ca、Zn含量はわずかに減少した（ $P<0.01$ ）。以上の結果より、ブロイラー使用済み敷料に梅調味廃液を5%の割合で添加することは堆肥のNa含量をやや高めるものの堆肥化を抑制することなく、堆肥化初期のアンモニア揮散を約13-60%抑制することが分かった。

キーワード：アンモニア揮散、堆肥化、ブロイラー、敷料、梅調味廃液

緒 言

近年、環境対策に要する畜産農家の負担は大きくなっている。畜産環境問題の中でも悪臭の占める割合は大きく、2012年の調査において養鶏に関する苦情のうち62.9%が悪臭関係の苦情である（農林水産省, 2012）。養鶏に起因する悪臭には、ニワトリ自体が発する臭気もあるが、鶏ふんの堆積もしくは堆肥化時の臭気も関与することが知られている（Lacey *et al.*, 2004; 黒田, 2009）。樋渡（2000）は鹿児島における家畜排せつ物の堆肥化施設においてアンケート調査を実施し、過去に苦情があった施設が40%であったとしている。家禽の排せつ物はブタや乳牛の排せつ物に比べ、堆肥化時にアンモニアが揮散しやすく（前田ら, 2001; 坂井ら, 2004）、悪臭源となる可能性が高い。

堆肥化時の悪臭防止対策として、適正に堆肥化処理を行っても堆肥製造初期には窒素化合物の分解にともない悪臭物質の一つで

あるアンモニアが大量に発生する（Rotz, 2004; 羽賀, 2010）。そこで、堆肥舎からの排気を脱臭装置に通す方法や（道宗, 2001）、吸引堆肥化システムによってアンモニアを含む排気を吸引・捕集し資源利用する方法（林ら, 2010）なども開発され報告されているが、設備の設置にコストがかかるため、新規に導入できない農家も存在する。また、特別な設備を必要とせず、堆肥化時のアンモニア揮散を抑制する方法として、堆肥を酸性の物質で被覆する方法（小山ら, 2011b）、酸性の薬剤やその他の薬剤、またはゼオライト、敷料添加製品などを、使用前または使用後の敷料に添加する方法（Moore *et al.*, 1996; McWard and Taylor, 2000; Ivanov, 2001; Ullman *et al.*, 2004; Do *et al.*, 2005; Patterson and Adrizal, 2005; Choi and Moore, 2008; Roumeliotis and van Heyst, 2008; Ritz *et al.*, 2011; Lee *et al.*, 2013）が報告されている。さらに、微生物を用いた方法では、*Bacillus* sp. TAT105株を豚ふんに添加すると堆肥化時のアンモニア揮散を抑制することが報告されている（黒田, 2002; 小山ら, 2011a）。

一方、梅調味廃液は梅干し生産工程で産出される液体であり、pHが低く塩分濃度が高い特徴を持ち（中野と宮武, 1998; 後藤, 2007）、処分に大きなコストがかかる。このため梅調味廃液の安定的な活用方法の開発が望まれている。また、アンモニアはpHの低い物質に吸着しやすい特性をもつことから（Ullman *et al.*,

2013年8月19日受付, 2014年4月14日受理
連絡者：前田恵助
〒649-3141 和歌山県西牟婁郡すさみ町見老津 1
Tel : 0739-55-2430
Fax : 0739-55-4020
E-mail : maeda_k0003@pref.wakayama.lg.jp

2004), 鶏ふん堆肥化時に梅調味廃液を加えることにより, 鶏ふん堆肥原料の pH を低く保持し, アンモニア揮散を低減できる可能性がある。さらに, 梅調味廃液を堆肥化に利用することができれば, 廃棄処分される梅調味廃液の有効活用にもつながるであろう。

そこで, 本研究では鶏ふん堆肥化時のアンモニア揮散低減と梅調味廃液の有効利用を目的とし, 試験 1 ではプロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加が堆肥化時のアンモニア揮散量を含む窒素の収支に及ぼす影響を調べるため, 切り返しを行わず堆肥化実験を行った。つぎに, 試験 2 ではプロイラー使用済み敷料への梅調味廃液の添加が実際の堆肥化処理と同様, 切り返しをともなう堆肥化過程におけるアンモニアの揮散と堆肥成分に及ぼす影響を調べた。

材料と方法

1. 試験区の設定

- 1) 試験 1 プロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加が切り返しをともなわない堆肥化における窒素の収支に及ぼす影響

和歌山県内の開放鶏舎において, 敷料としてオガクズを用い, プロイラーを 47 羽/坪 (0.07 m²/bird) の飼育密度で 50 日間飼育した。飼料は市販の配合飼料をそれぞれの発育ステージに応じて給与し, 給水は自動給水器を用いて不断給水した。プロイラーを出荷後, 1 つの鶏舎の数カ所から, 鶏ふんなどが混ざった敷料 (プ

ロイラー使用済み敷料) を採取し, 2 日間室温に放置した後, 8 mm のメッシュをとおり, 粒度を均質にした後, 加水し混合した。このプロイラー使用済み敷料の重量 100 に対し, 5 の容量になるように, 5% の割合で梅調味廃液, または水道水を添加し, 混合した。すなわち, プロイラー使用済み敷料 6.0 kg に梅調味廃液を 300 ml 混合した物を梅調味廃液添加 (N-USW) 区とし, 水道水を 300 ml 混合した物を N-対照区とした (表 1)。また, 試験 1 に用いた梅調味廃液の pH は 2.4 であった。堆肥化実験には小型堆肥化実験装置 (かぐやひめ, 富士平工業, 東京) を図 1 の様に設置し, 小山ら (2011a) の方法に準じ反復なしの 1 回実施した。小型堆肥化実験装置 2 台に N-対照区, N-USW 区を各 5.0 kg, 約 25 cm の高さに充填し, 通気量を 50 L/m³/min とした。また, 堆肥温度は付属の温度測定用センサーで測定した。堆肥化実験は試験開始時を 0 日とし, 7 日まで同時に同室内で実施した。試験開始時と試験終了時に分析用の堆肥サンプルをそれぞれ 200 g を 3 検体採取した。また, 1 日ごとに, 揮散ガス中のアンモニアガス濃度を測定した。さらに, 発生したガスは 3 mol/L 硫酸に捕集した。試験終了時に小型堆肥化実験装置から結露水と 3 mol/L 硫酸を採材し, アンモニア態窒素量を定量した。また, 試験開始時の容積重の測定は 10 L のポリ容器に堆肥を入れ, 圧縮しない状態で重量を測定し, 10 L あたりの重量を求めた。

- 2) 試験 2 プロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加と切り返しをともなう堆肥化がアンモニア揮散量と堆肥成分に及ぼす影響

表 1. 試験堆肥の構成と容積重

	試験 1		試験 2	
	N-対照区	N-USW 区	T-対照区	T-USW 区
プロイラー使用済み敷料, kg	6.0	6.0	6.0	6.0
水道水, ml	300	0	300	0
梅調味廃液, ml	0	300	0	300
容積重, kg/10L	4.58	4.68	4.58	4.68

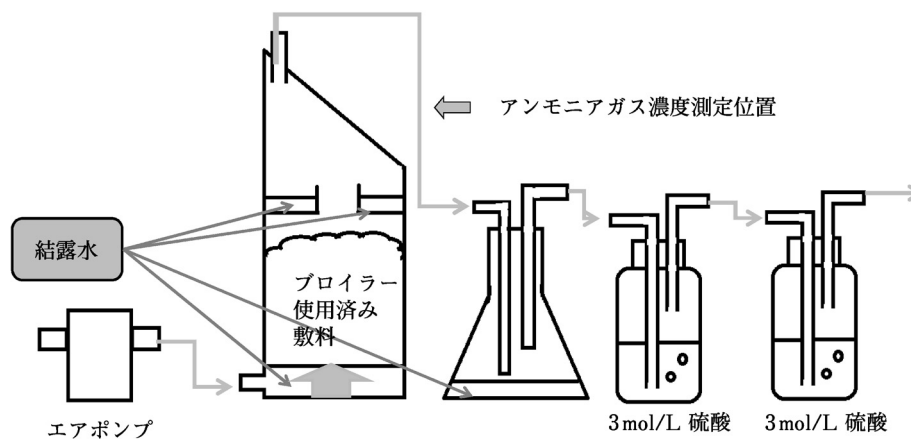


図 1. 小型堆肥化装置の構成

和歌山県内の開放鶏舎において、敷料としてオガクズを用い、ブロイラーを55羽/坪(0.06m²/bird)の飼育密度で49日間飼育した。ブロイラーの飼料、給水方法、鶏舎からのブロイラー使用済み敷料の採取方法、保存期間、および保存方法は試験1と同様に行った。このブロイラー使用済み敷料6.0kgに梅調味廃液を300ml混合した物を梅調味廃液添加(T-USW)区とし、水道水を300ml混合した物をT-対照区とした(表1)。また、試験2に用いた梅調味廃液のpHは3.2であった。堆肥化実験には小型堆肥化実験装置を用い、堆肥の充填量、通気量、温度測定は試験1と同様に行った。小型堆肥化実験装置へのT-対照区、T-USW区の充填量、通気量、堆肥温度の測定は試験1と同様に実施した。堆肥化実験は試験開始時を0日とし、21日まで同時に同室内で実施した。切り返しは7日、14日に80cm×45cm×30cmのポリ容器内において十分混和することにより行った。切り返し後、分析用の堆肥サンプルをそれぞれ200g採取した。ただし、試験開始時である0日と試験開始から21日後の試験終了時には堆肥サンプルをそれぞれ5検体採取した。また、発生したガスは3mol/L硫酸に捕集した。分析のため、切り返し時と終了時、すなわち7日、14日、21日に小型堆肥化実験装置から結露水と3mol/L硫酸を採材した。また、試験開始時の容積重を試験1と同様に測定した。

2. アンモニア揮散量の定量

試験1において試験終了時、小型堆肥化実験装置の結露水とアンモニア捕集液である3mol/L硫酸を回収し、計量後、水蒸気蒸留法(原ら, 2000)により、アンモニア態窒素量を測定し、結露水とアンモニア捕集液である3mol/L硫酸中のアンモニア態窒素量の合計をアンモニア揮散量とした。また、一日ごとに小型堆肥化実験装置から発生するアンモニアガス濃度をガス検知器(北川式ガス検知器, 光明理化学工業, 川崎)により測定した。試験2では堆肥の切り返しごとに小型堆肥化実験装置の結露水とアンモニア捕集液である3mol/L硫酸を回収し、計量後、試験1と同様に結露水とアンモニア捕集液である3mol/L硫酸中のアンモニア態窒素量の合計をアンモニア揮散量とし、0-7日、8-14日、15-21日のアンモニア揮散量を求めた。

3. 堆肥成分の分析

堆肥の分析は堆肥等有機物分析法(原ら, 2000; 織田ら, 2000; 山口, 2000)に準じて行った。試験1において水分含量は105℃で24時間乾燥により、未風乾試料のpHは水抽出法(1:5)により求めた。また、未風乾試料のアンモニア態窒素は水蒸気蒸留法により、乾物中の量を求めた。また、全窒素はアンモニア揮散防止のため未風乾試料約3gに3mol/L硫酸1mlを添加し、一昼夜保存した後、サリチル酸-硫酸と過酸化水素を用いたケルダール法(山口, 2000)により分析し、試験開始時と終了時の全窒素含量、小型堆肥化実験装置内の使用済み敷料中の窒素量を求めた。窒素の回収率は試験開始時のブロイラー使用済み敷料中の全窒素量を100%とし、アンモニア揮散量と試験終了時の全窒素量の和を回収量として窒素回収率を求めた。試験2では、堆肥の水分含量、アンモニア態窒素、pHは試験1と同様の方法を用い測定した。乾燥試料は全炭素含量、全窒素含量、全炭素/全窒素(C/N)比を燃焼法、P、K、Na、Ca、Znは硝酸、過塩素酸で湿式灰化し

た後、Pは分光光度計(U-2000, 日立ハイテクノロジーズ, 東京)、K、Na、Ca、Znは原子吸光分光分析装置(SOLLAAR M, 日本ジャーレル・アッシュ, 京都)により測定し、乾物中の値を求めた。

4. 統計処理

試験2の0日と21日における敷料中の成分は、梅調味廃液の添加と堆肥化を要因とした二元配置分散分析を行い、主効果と交互作用を調べた。統計処理はExcell2010(Microsoft, 米国)のアドインソフトStatcel3(柳井, 2011)により実施した。

結 果

1. 試験1 ブロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加が切り返しをとともなわない堆肥化における窒素の収支に及ぼす影響

1) 堆肥温度の推移とアンモニアガス濃度

堆肥温度はN-対照区とN-USW区においておおむね同様に推移し、最高温度はN-対照区において67.4℃、N-USW区において65.4℃となった(図2)。N-対照区とN-USW区の小型堆肥化実験装置からの排気中のアンモニアガス濃度はそれぞれ、0日目は20ppm、5ppm、1日目は、3000ppm、140ppm、2日目は3000ppm、2000ppm、3日目は、4000ppm、3000ppm、4日目は3000ppm、2000ppm、5日目は各2000ppm、6日目は各2000ppm、7日目は各1000ppmとなり、0から4日目まではN-対照区よりN-USW区は低い値で推移し、5から7日目はN-対照区とN-USW区において同値で推移した(図3)。両区のアンモニアガス濃度は1日目において最も差が大きくなり、N-USW区のアンモニアガス濃度はN-対照区の4.7%程度となった。

2) 堆肥の性状と窒素の出納

堆肥化開始時の堆肥の容積重はN-対照区、N-USW区でそれぞれ4.58kg/10L、4.68kg/10Lとなった(表1)。試験1の堆肥の水分含量は堆肥化開始時と終了時においてN-対照区よりN-USW区が低くなった。pHは堆肥化開始時と終了時においてN-対照区よりN-USW区が低くなり、アンモニア態窒素含量もN-対照区よ

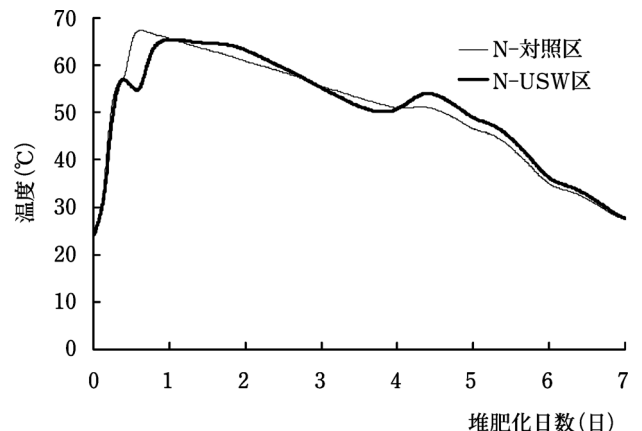


図2. 梅調味廃液を添加したブロイラー使用済み敷料の切り返しをとともなわない7日間の堆肥化における堆肥温度の推移

り N-USW 区がわずかに低値を示した。全窒素含量は N-対照区で堆肥化開始時、終了時において 3.52% と変動しなかったが、N-USW 区では堆肥化開始時の 3.16% に対し終了時は 3.49% とやや高くなった。揮散アンモニア態窒素量は N-対照区、N-USW 区でそれぞれ 10.49g、9.16g となり、N-USW 区が N-対照区の 87.3% に抑制され、揮散アンモニア態窒素の抑制率は 12.7% であった。揮散アンモニア態窒素量は N-対照区と N-USW 区の結露水中においてそれぞれ、4.41g、5.12g、3mol/L 硫酸中において 6.08g、4.04g となり、結露水中において N-対照区より N-USW 区が多くなり、3mol/L 硫酸中において N-対照区より、N-USW 区が少な

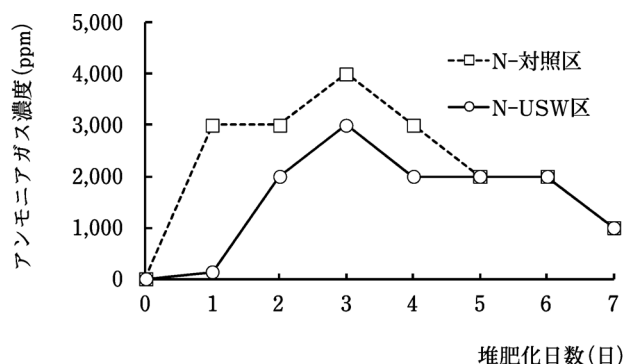


図 3. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の切り返しをともなわない 7 日間の堆肥化における排気中アンモニアガス濃度の推移

くなくなった。また、窒素の回収率は N-対照区において 99.6%、N-USW 区において 106.5% となった (表 2)。

2. 試験 2 プロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加と切り返しをともなう堆肥化がアンモニア揮散量と堆肥成分に及ぼす影響

1) 堆肥温度の推移

堆肥温度は T-対照区と T-USW 区において同様な推移のパターンを示した (図 4)。切り返しにより堆肥温度は上昇し、各期間の最高温度は T-対照区、T-USW 区で 0-7 日において、62.4℃、60.3℃、8-14 日において 65.1℃、61.9℃、15-21 日において 59.7℃、56.6℃となり、T-対照区より T-USW 区がやや低くなった。また、T-対照区、T-USW 区において 60℃ 以上を継続して維持した時間は 24 時間未満であった。

2) アンモニア揮散量、堆肥中アンモニア態窒素含量および pH の推移

T-対照区、T-USW 区の 3mol/L 硫酸中と結露水中のアンモニア態窒素量の和であるアンモニア揮散量はそれぞれ 0-7 日において 21.12g、8.48g、8-14 日において 10.89g、7.16g、15-21 日において 7.20g、6.81g となり、21 日間のアンモニア揮散量は 0-7 日、8-14 日、15-21 日のいずれの期間でも、T-対照区より T-USW 区の方が少なくなった (表 3)。3mol/L 硫酸中に捕集されたアンモニア態窒素量はいずれの期間においても T-対照区より T-USW 区が少なくなったが、結露水中においては 8-14 日、15-21 日において T-対照区より T-USW 区が多くなった。T-対照区に対する T-USW 区のアンモニア揮散量は 0-7 日が最も少なく 40.2% となり、8-14 日、15-21 日はそれぞれ、65.7%、94.6% となった。した

表 2. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の切り返しをともなわない 7 日間の堆肥化における堆肥の性状と窒素の収支

	N-対照区	N-USW 区
開始時と終了時の堆肥の性状		
開始時		
水分含量, %	51.2	49.8
pH	8.64	8.49
アンモニア態窒素, mg/100g ^{*a}	359.1	346.6
全窒素含量, % ^{*a}	3.52	3.16
終了時		
水分含量, %	49.5	48.9
pH	9.19	9.06
アンモニア態窒素, mg/100g ^{*a}	755.2	751.6
全窒素含量, % ^{*a}	3.52	3.49
小型堆肥化実験装置における窒素の収支		
開始時 全窒素量, g	85.88	79.31
終了時 全窒素量, g	75.07	75.35
アンモニア態窒素揮散量, g	10.49	9.16
結露水中アンモニア体窒素量, g	4.41	5.12
3mol/L 硫酸中アンモニア体窒素量, g	6.08	4.04
回収率, % ^{*b}	99.6	106.5

^{*a} 乾物中の値

^{*b} 回収率: (アンモニア揮散量 + 終了時全窒素量) / 開始時全窒素量 × 100

がって、梅調味廃液添加によるアンモニア揮散の抑制率は0-7日、8-14日、15-21日において、それぞれ59.8%、34.3%、5.4%となった。堆肥化の期間中である21日間の切り返し時を除いたアンモニア揮散量の合計はT-対照区が39.21gに対し、T-USW区が22.45gとなり、T-対照区に対するT-USW区のアンモニア揮散量の抑制率は42.7%であった。

T-対照区、T-USW区のアンモニア態窒素含量は、それぞれ、堆肥化開始時(0日)において1248.0mg/100g、1219.7mg/100g、7日において698mg/100g、815.4mg/100g、14日において553.4mg/100g、578.3mg/100g、21日において435.0mg/100g、478.8mg/100gとなった(図5)。堆肥中アンモニア態窒素含量のT-対照区に対するT-USW区の割合は0日、7日、14日、21日におい

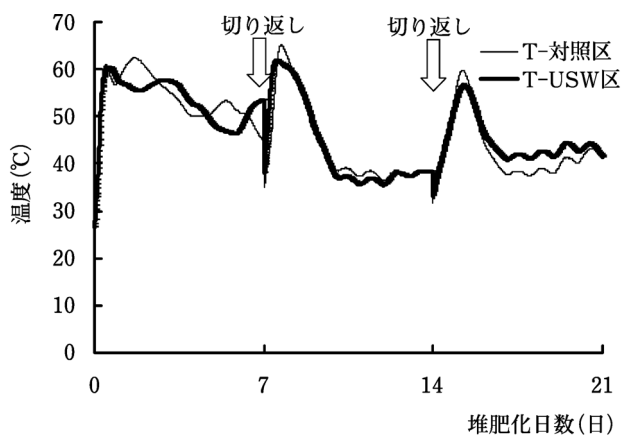


図 4. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の切り返しをともなう21日間の堆肥化における堆肥温度の推移

て、それぞれ97.7%、116.8%、104.5%、110.1%となり、その差は最大でも16.8%であり、T-対照区とT-USW区はほぼ同様な推移を示した。pHはT-対照区、T-USW区でそれぞれ、0日において8.25、8.08、7日において8.91、8.76、14日において9.02、8.89、21日において8.76、8.67となり、いずれの測定点においてもT-対照区よりT-USW区が低い値となった(図6)。

3) 堆肥成分に及ぼす影響

堆肥化開始時の堆肥の容積重はT-対照区、T-USW区でそれぞれ4.58kg/10L、4.68kg/10Lとなった(表1)。堆肥成分に及ぼす梅調味廃液添加の影響を表4に示した。なお、水分含量はT-対照区、T-USW区で、それぞれ0日において48.8%、47.3%、21日において40.2%、39.4%となり、梅調味廃液の添加($P<0.01$)と、堆肥化により低下し($P<0.01$)、交互作用も有意であった($P=0.03$)。また、水分含量とNa含量以外では梅調味廃液添加と堆肥化の間に交互作用は認められなかった。全炭素含量は梅調味廃液の添加により有意に低下し($P<0.01$)、さらに堆肥化によって0日の44.4%から、21日の40.7%に有意に低下した($P<0.01$)。全窒素含量に梅調味廃液添加の影響は認めなかったが、堆肥化により0日の3.58%から21日の3.13%に有意に低下した($P<0.01$)。C/N比は梅調味廃液の添加により有意に低くなり($P=0.04$)、堆肥化により0日の12.3から21日の13.0に有意に高くなった($P<0.01$)。P、K、Na、Ca、Mg、Zn含量は堆肥化によりそれぞれ、1.55%から1.82%に、2.83%から3.36%に、0.80%から0.92%に、3.10%から3.81%に、0.61%から0.74%に、632.25ppmから740.38ppmに有意に増加した($P<0.01$)。また、梅調味廃液の添加により堆肥中Na含量は増加し、Ca、Zn含量は低下した($P<0.01$)。堆肥中Na含量については堆肥化と梅調味廃液添加による交互作用が認められた($P<0.01$)。また、堆肥中P、K含量はT-対照区に比べ、T-USW区の方が有意ではないが低い傾向が認められた($P\leq 0.10$)。

表 3. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の切り返しをともなう21日間の堆肥化におけるアンモニア揮散量

	0-7日			8-14日		
	アンモニア揮散量 (g)	結露水中 (g)	3mol/L 硫酸中 (g)	アンモニア揮散量 (g)	結露水中 (g)	3mol/L 硫酸中 (g)
T-対照区	21.12	8.02	13.10	10.89	1.70	9.19
T-USW区	8.48	3.69	4.79	7.16	1.75	5.41

表 3. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の切り返しをともなう21日間の堆肥化におけるアンモニア揮散量 (続き)

	15-21日			合計		
	アンモニア揮散量 (g)	結露水中 (g)	3mol/L 硫酸中 (g)	アンモニア揮散量 (g)	結露水中 (g)	3mol/L 硫酸中 (g)
T-対照区	7.20	0.87	6.33	39.21	10.59	28.62
T-USW区	6.81	1.08	5.73	22.45	6.52	15.93

アンモニア揮散量：結露水中アンモニア態窒素量+3mol/L 硫酸中アンモニア態窒素量

考 察

1. 堆肥温度の推移

容積重は試験1および試験2の各区において堆肥化の条件である700kg/m³ (本多, 2003), すなわち7kg/10L以下となっており, 堆肥化にとって適正な容積重であったと考えられる。また, 堆肥温度は試験1と試験2の各区ともに60℃以上に上昇した。羽賀 (2010) は堆肥の発酵温度の必要条件として, 堆肥中の大腸菌の死滅や再増殖の防止と同時に雑草種子の死滅を考えると, 60℃を数日間維持する必要があるとしている。今回の結果では試験1, 試験2の各区ともに堆肥温度は60℃を超えたものの, 60℃を維持した時間は試験1において41時間程度, 試験2において24時間未満であった。この原因として, 小型堆肥化実験装置は約5kgと少量の使用済み敷料を堆肥化するもので, 常時, 外気を通気しているため, 易分解性有機物の分解による熱が通気により放散し, 堆肥温度が早く低下したと考えられる。しかし, 堆肥舎における実用レベルの堆肥化では堆肥の堆積高も高く, 通気したと

しても小型堆肥化実験装置の様な均一な通気は困難なため60℃を数日間維持できる可能性が高いと推測される。坂井ら (2004) も採卵鶏の鶏ふんを用いて, 小型堆肥化実験装置で堆肥化実験を実施したところ, 堆肥の最高温度は堆肥化1週目に63.6℃になったとし, 小山ら (2011b) は300日齢の黄斑プリマスロックの鶏ふんを小型堆肥化実験装置で堆肥化した場合, 堆肥の最高温度は63℃に達したとしているが, 60℃以上の温度の持続は短時間であり, 鶏種は異なるものの今回の結果と一致している。

2. 排気中アンモニアガス濃度, アンモニア揮散量, 堆肥中アンモニア態窒素量およびpHの推移

試験1における小型堆肥化実験装置からの排気中アンモニアガス濃度は梅調味廃液の添加により0-4日において低くなり, 特に堆肥化開始後1日ではN-対照区の4.7%程度と最も低下した。7日間のアンモニア揮散量はN-対照区に比べN-USW区において12.7%低減された。試験1の窒素の回収率はN-対照区, N-USW区でそれぞれ99.6%, 106.5%となり, おおむね回収されていた。また, 試験2においてアンモニア揮散量は0-7日, 8-14日, 15-21日の各期間において梅調味廃液の添加により減少した。また, 試

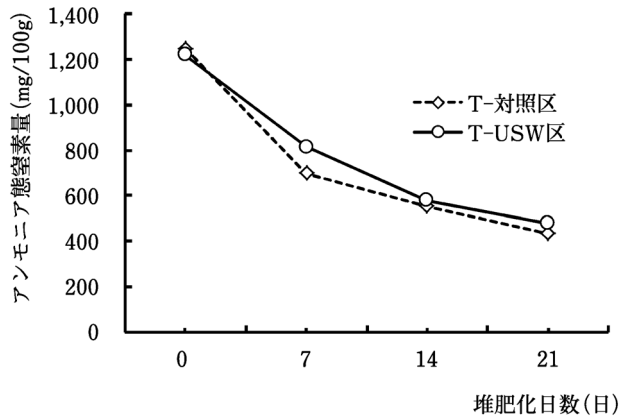


図 5. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の21日間の堆肥化におけるアンモニア態窒素含量の推移

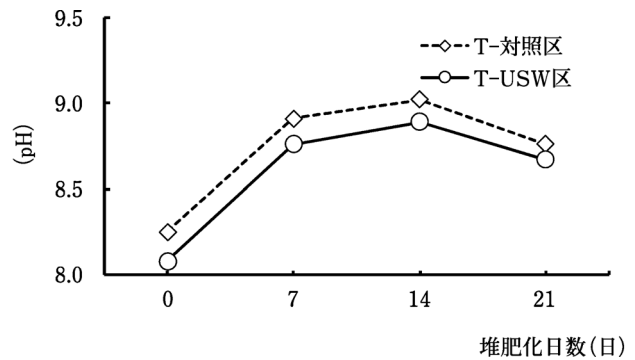


図 6. 梅調味廃液を添加したプロイラー使用済み敷料の21日間の堆肥化におけるpHの推移

表 4. プロイラー使用済み敷料への梅調味廃液添加が堆肥成分に及ぼす影響

	試験区		P-value
	T-対照区	T-USW区	
全炭素含量, %	42.81 ± 2.14	42.27 ± 1.87*	<0.01
全窒素含量, %	3.35 ± 0.26	3.36 ± 0.23	0.64
C/N 比	12.75 ± 0.40	12.54 ± 0.37*	0.04
P, %	1.73 ± 0.17	1.64 ± 0.16	0.06
K, %	3.12 ± 0.28	3.07 ± 0.29	0.10
Na, %	0.59 ± 0.05	1.13 ± 0.09*	<0.01
Ca, %	3.65 ± 0.46	3.25 ± 0.47*	<0.01
Mg, %	0.69 ± 0.10	0.67 ± 0.07	0.38
Zn, ppm	701.09 ± 65.54	671.54 ± 55.39*	<0.01

数値は乾物中の値: 平均値 ± 標準偏差, (T-対照区, n=10; T-USW区, n=10)

C/N 比: 全炭素/全窒素比

*T-対照区との間に有意差あり (P<0.05)

験2では切り返しを7日、14日に小型堆肥化実験装置の外で実施したため、切り返し時のアンモニア揮散量については測定できなかった。しかし、切り返し時を除いた小型堆肥化実験装置内で通気している21日間におけるアンモニア揮散量は、T-対照区に対し、T-USW区は42.7%に抑制されていたことから、プロイラー使用済み敷料への梅調味廃液の5%添加によるアンモニア揮散量の抑制効果は認められると考えられる。

堆肥からのアンモニア揮散の要因について、前田と松田(1998)は堆肥原料の窒素量、とりわけアンモニア態窒素量、温度上昇と送風による水分蒸発、pHの上昇の影響が大きいとし、Carey *et al.* (2004)はプロイラー敷料のアンモニア揮散を制御するには水分とpHが重要であるとしている。さらに、Rotz(2004)も家畜排せつ物堆肥からのアンモニア揮散は堆肥のアンモニア態窒素含量、温度、水分、pHの影響を受けるとしている。このように、堆肥からのアンモニア揮散は堆肥のpH、堆肥温度、アンモニア態窒素含量、水分含量、通気量の影響を受けるとされている。

今回、pHは試験1では試験開始時と終了時において、試験2では0日、7日、14日、21日の全ての測定点において梅調味廃液添加により低くなった。このことから、梅調味廃液添加によるアンモニア揮散量の低減は堆肥のpHの低下が影響している可能性が高いと考えられる。梅調味廃液にはクエン酸などの有機酸が含まれ、pHも3程度と低い(後藤, 2007)。アンモニア態窒素はpHが7以上でアンモニアとして揮散することが知られている(Rotz, 2004)。Moore *et al.* (1996)は硫酸アルミニウム $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$ 、硫酸鉄(II)・7水和物 $(FeSO_4 \cdot 7H_2O)$ 、リン酸 (H_3PO_4) などをプロイラーの使用済み敷料に添加し、敷料のpHを低下させることにより、アンモニア揮散量の低減を報告し、pHの上昇はアンモニア:アンモニウム比を上昇させ、アンモニア揮散を増加させるとしている。Ritz *et al.* (2011)は硫酸で酸性化した炭をプロイラー敷料の表面に被覆し、アンモニア揮散を抑制したとし、小山ら(2011b)はpHの低いスギ樹皮を鶏ふんに被覆することにより堆肥化時のアンモニア揮散を抑制したとしている。また、薬剤などをプロイラー敷料に添加する方法として、硫酸アルミニウム $[Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O]$ 、塩化アルミニウム $(AlCl_3)$ 、硫酸 (H_2SO_4) 、硫酸水素ナトリウム $(NaHSO_4)$ 、硫酸鉄・7水和物 $(FeSO_4 \cdot 7H_2O)$ 、塩化カルシウム $(CaCl_2)$ 、硫酸カルシウム $(CaSO_4)$ 、硫酸銅(II) $(CuSO_4)$ 、硫酸亜鉛 $(ZnSO_4)$ 、硫酸マグネシウム $(MgSO_4)$ 、塩酸 (HCl) 、塩化マンガン(II) $(MnCl_2)$ 、塩化マグネシウム $(MgCl_2)$ 、水酸化カルシウム $[Ca(OH)_2]$ 、ケイ酸ナトリウム、ケイ酸カルシウム、ケイ酸鉄、リン酸、リン酸ナトリウム、過燐酸などを単独または組み合わせて敷料に添加する方法が報告されている(Ullman *et al.*, 2004; Patterson and Adrizal, 2005; Choi and Moore, 2008)。Lee *et al.* (2013)は $AlCl_3$ と炭酸カルシウム $(CaCO_3)$ を敷料に添加し、35.8%から56.4%のアンモニア揮散を抑制したと報告した。さらに、Ivanov(2001)は5%クエン酸、4%酒石酸、1.5%サリチル酸を敷料に加え、敷料のpHを5以下に抑えることにより、敷料中のアンモニアと空気中のアンモニアを抑制したと報告している。梅調味廃液をプロイラーの使用済み敷料に添加することは、敷料のpHを低下させ、アンモニア揮散を抑制する上記方法と同様な効果を示す

と考えられる。さらに、梅調味廃液は廃棄物であり、上記薬剤に比べ安価にすむ可能性が高い。

また、試験1と試験2では堆肥化開始から7日間の梅調味廃液によるアンモニア揮散抑制率が12.7%と59.8%と異なっている。この原因については使用済み敷料の状態の違いが影響している可能性が考えられる。試験1では開始時に比べ終了時のアンモニア態窒素含量はN-対照区、N-USW区において2倍以上に増加したが、試験2では堆肥化開始7日後のT-対照区、T-USW区はそれぞれ堆肥化開始時の55.9%、66.9%となり、堆肥化開始時に比べ減少していた。さらに、梅調味廃液から揮散した有機酸が結露水中に溶解し、N-USW区の結露水中へのアンモニア溶解性が向上したことが試験1と試験2のアンモニア揮散の程度の違いに影響している可能性も推察される。N-USW区のアンモニア揮散量のうち3mol/L硫酸中に捕集されたアンモニア態窒素量はN-対照区の66.4%に低減されたが、結露水中のアンモニア態窒素はN-対照区の116.1%に増加していた。

つぎに、堆肥化期間中における最高温度は試験1、試験2においてそれぞれN-対照区よりN-USW区が2.0℃低く、T-対照区よりT-USW区がやや低くなったものの、最もアンモニア揮散量の差が多かった0-7日において両区の温度差は2.1℃とわずかであり、アンモニア揮散に及ぼす堆肥温度の影響は少ないと考えられる。また、堆肥中アンモニア態窒素含量、堆肥温度はN-対照区とN-USW区、T-対照区とT-USW区において同様な推移のパターンを示した。このことから、後述するように堆肥中の細菌による有機物の分解がN-対照区とN-USW区、T-対照区とT-USW区において同程度に進行している可能性が高いと推察される。また、水分含量は堆肥化開始時の0日において梅調味廃液の添加によりわずかに低くなったが、これは、梅調味廃液のBrix値が35%程度であり(中野と宮武, 1998)、乾物を含んでいることが影響していると考えられる。一般的にプロイラー敷料の水分含量が5%から10%増加するとアンモニア揮散はやや増加するが(Miles *et al.*, 2011a)、敷料の水分含量が多すぎると敷料が嫌氣的になりアンモニアの発生や揮散量は低減することが指摘されている(Miles *et al.*, 2011b)。しかし、今回、試験1における堆肥化開始時のN-対照区とN-USW区の水分含量の差は0.4%であり、試験2における0日のT-対照区とT-USW区の水分含量の差は1.5%とわずかで、アンモニア揮散に大きな影響を及ぼすレベルではない可能性が高いと考えられる。さらに、今回、試験1、試験2の各区の通気量も一定であり、アンモニア揮散を抑制した主要因は、堆肥温度、アンモニア態窒素含量、水分含量、通気量ではなく、pHである可能性が高いと考えられる。

つぎに、試験1において堆肥中のアンモニア態窒素含量は開始時に比べ終了時に増加し、試験2では0日、7日、14日、21日においてT-対照区とT-USW区の差はわずかで同程度に推移し減少傾向を示した。堆肥化過程において易分解性有機物の分解にともない多量のアンモニアが発生する(羽賀, 2002)。アンモニア態窒素はアンモニア酸化細菌により亜硝酸となり、亜硝酸は亜硝酸酸化細菌により硝酸となるものや、微生物に利用され再有機化されるもの(西尾, 1989; 服部と宮下, 1996)、さらに、アンモニアとして揮散することが知られている(羽賀, 2006)。一方、著しい

pH の低下は一般細菌の他にアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌などの硝化細菌の活動も抑制することが知られている (服部と宮下, 1996)。したがって、堆肥中アンモニア態窒素含量の推移が試験 1 の N-対照区と N-USW 区、試験 2 の T-対照区と T-USW 区において同程度であったことは、プロイラー使用済み敷料に梅調味廃液を 5% 添加しても、細菌による易分解性有機物の分解、硝化作用や再有機化を抑制しない可能性が高いと推測される。また、堆肥中アンモニア態窒素含量が試験 1 において堆肥化により増加し、試験 2 において堆肥化期間中に減少傾向を示したのは、試験 1 では易分解性有機物の分解によるアンモニア態窒素の増加の方が、再有機化、硝化、揮散により減少した量より多く、試験 2 ではアンモニア態窒素の増加より、減少した量が多かったためであると推測される。このことは、堆肥化試験の材料として用いた試験 1 と試験 2 の使用済み敷料の差が原因である可能性が高いと考えられる。使用済み敷料の差の一つとして、試験 1 の使用済み敷料の方が試験 2 で用いた使用済み敷料より有機物の分解が進んでおらず、易分解性有機物を多く含んでいた可能性もあると推察される。この原因として鶏舎の敷料であるオガクズの量や質、鶏舎温度や湿度など、プロイラー飼育時の環境の差が有機物の分解に影響を及ぼしている可能性も考えられる。高橋と坂本 (2008) は採卵鶏の鶏ふん堆肥において最初の 7 日間に約 50% の窒素が無機化されたが、その後、有機化が進んだとし、その原因として最初の 7 日間に無機化されたのは尿酸態窒素で、その後中性デタージェント繊維の分解により有機化が進むとしている。一方、プロイラーの使用済み敷料は、鶏ふん、羽、敷料、食べこぼし飼料、のみこぼし水、落屑を含み (Ritz *et al.*, 2004)、プロイラー鶏舎から搬出される時点で分解が進んでいるため、採卵鶏の鶏ふんに比べ分解率も少ないことが知られている (本多, 2003)。

3. 堆肥成分に及ぼす影響

試験 2 における堆肥成分では堆肥化により全炭素含量、全窒素含量は減少し、C/N 比は上昇した。堆肥化により全炭素含量は減少し、C/N 比は低下することが知られている (藤原, 2000)。また、全窒素含量は堆肥化による全炭素含量の減少により堆肥中に濃縮され増加する場合もあることが知られているが (藤原, 2000)、本試験では堆肥化により減少した。この堆肥化による全窒素含量の減少はアンモニア態窒素の揮散による可能性が高いと考えられる。また、堆肥化による全炭素含量の減少の割合より全窒素含量の減少の割合の方が多かったため、C/N 比が低下した可能性が高いと考えられる。坂井ら (2004) も採卵鶏の鶏ふんを堆肥化した場合、全窒素含量がアンモニア揮散などにより減少したとしており、今回の結果と一致している。また、梅調味廃液の添加により、全炭素含量、C/N 比は有意な影響を受けたが、T-対照区と T-USW 区の数値は大きく変わらなかった。さらに、全窒素含量には梅調味廃液添加の有意な影響は認められなかった。また、試験 1 においても堆肥化終了時の全窒素含量は N-対照区と N-USW 区で大きく変わらなかった。また、N-USW 区において堆肥化開始時より終了時の方が全窒素含量はやや高い数値を示したが大きな変化はなかった。このことから、プロイラー使用済み敷料に梅調味廃液を添加すると堆積中の堆肥からのアンモニア態窒素の揮散は若干抑制されるものの、堆肥中の肥料成分としての窒

素含量を高めるほどではないと考えられる。

Na 含量は梅調味廃液の添加と堆肥化による効果が有意に認められ、梅調味廃液の添加や堆肥化により増加した。堆肥化が進むと、堆肥中の塩類濃度が高くなることが知られている (藤原, 2000)。また、梅調味廃液の添加により、Na 含量が増加したのは、梅調味廃液中の塩化ナトリウムが影響している可能性が高い。Na 含量は 5% の梅調味廃液の添加により使用済み敷料の乾物中において約 0.5% 増加した。T-対照区、T-USW 区の水分含量が約 50% であることから、梅調味廃液中の Na 含量は約 5% であり、塩化ナトリウムとして換算すると約 13% 含まれていたと推定される。この塩化ナトリウム含量は、梅調味廃液には 10% から 15% (w/v) 程度の塩化ナトリウムが含まれ Na 含量が高いという報告 (中野と宮武, 1998; 後藤, 2007) と一致している。また、加藤ら (1999) は鶏ふんに塩化ナトリウムを添加し、堆肥化に及ぼす影響について調べたところ、電気伝導率が 5.9 mS/cm を超え、7.5 mS/cm 付近から急激に分解速度が低下したとし、高橋 (2006a) は堆肥への硝酸態窒素含有率が 3.0 g/kg 以上に高くなると、堆肥化を抑制するとしている。さらに、高橋 (2006b) は堆肥への硝酸カリウムの添加率が高いほど堆肥中アンモニア態窒素の微生物への取り込み、すなわち、再有機化を抑制するとしており、堆肥中の塩類濃度の上昇は堆肥中の細菌の増殖を抑制する可能性がある。今回、プロイラー鶏ふんの分解速度に対する梅調味廃液添加の影響は測定しなかった。しかし、T-対照区と T-USW 区の堆肥化による全炭素含量の減少、C/N 比の上昇、アンモニア態窒素含量の減少がともに同程度に認められることから、梅調味廃液をプロイラーの使用済み敷料に 5% 添加しても細菌による易分解性有機物の分解は進行し、塩類による堆肥化への悪影響はないと考えられる。しかし、堆肥の最高温度は T-対照区より T-USW 区がわずかに低い傾向が認められ、梅調味廃液を堆肥原料に多量に添加すると、堆肥化を阻害する可能性が高いため注意する必要がある。

さらに、原田と山口 (1997) は良質堆肥の条件として塩類濃度が高すぎないこととしている。Na 含量の多い堆肥は土壤に施肥した場合、土壤の団粒構造を破壊することや、作物の根に障害を起こす可能性が指摘されているが、塩化ナトリウムは水によって流れやすく障害もおきにくい可能性も知られており (藤原, 2003)、梅調味廃液を用いた鶏ふん堆肥の施肥の効果や施肥量については今後、検討する必要がある。つぎに、使用済み敷料中 P, K, Ca, Mg, Zn 含量は堆肥化により有意に増加した。また、使用済み敷料中 Ca, Zn 含量には梅調味廃液添加の効果が有意に認められ、T-対照区に比べ T-USW 区が低くなった。使用済み敷料中 P, K 含量は T-対照区に比べ、T-USW 区の方が低い傾向が認められた。T-USW 区で P, K, Ca, Zn 含量の有意な減少、あるいは減少傾向が認められたのは、梅調味廃液の添加による粗灰分中の Na 含量の増加により相対的に P, K, Ca, Zn 割合が減少したことが原因であると考えられる。

適正な堆肥化処理を行っても、堆肥温度が上昇する初期には窒素化合物の分解にともなうアンモニアが大量に発生する (羽賀, 2010)。羽賀 (2006) は家畜排せつ物堆肥に関する課題は低揮散、高品質、低コストな堆肥化技術と良質堆肥の流通利用および、環

境負荷ガスの揮散の少ない堆肥化条件を現場でいかに実現するかであるとしている。

本研究において、ブロイラー鶏舎の使用済み敷料に5%の割合で梅調味廃液を添加することにより、堆肥化時のアンモニア揮散を堆肥化初期に低減できる可能性が示された。梅調味廃液を用いたアンモニア揮散の少ない堆肥化方法は設備投資が少なく実施できる可能性が高いと考えられる。さらに、ブロイラーの使用済み敷料への梅調味廃液の添加は敷料中の水分含量を高めることにもなり、粉じんの飛散抑制効果も期待できるため (Roumeliotis and van Heyst, 2008), 今後検討が必要であろう。また、梅調味廃液を堆肥化時に活用することは輸送コストをあまりかけずに地域内で梅調味廃液をリサイクルする技術にもつながる。石井 (2005) は梅加工にともなう廃棄物の地域における安定処理の必要性について言及している。一方、鶏ふんは堆肥化しても利用されにくい現状もあり、梅生産農家、梅加工業者と養鶏農家の間で梅、梅調味廃液、鶏ふん堆肥の循環ができれば梅調味廃液と鶏ふん堆肥の地域内における安定活用につながると考えられる。

謝 辞

本研究は和歌山県戦略的研究開発プラン事業により実施した。実験に際し材料を提供いただいた、紀州田辺梅干研究センター、有田養鶏組合猪谷農場の皆さんに深謝します。また、堆肥実験を熱心に補助いただいた畜産試験場生産環境部の尾崎清志氏、濱田晋治氏、伊藤重信氏に深謝します。

引 用 文 献

Carey JB, Lacey RE and Mukhtar S. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities : 2. Flock and house management factors. *Journal of Applied Poultry Research*, 13 : 509-513. 2004.

Choi IH and Moore Jr PA. Effects of liquid aluminum chloride additions to poultry litter on broiler performance, ammonia emissions, soluble phosphorus, total volatile fatty acids, and nitrogen contents of litter. *Poultry Science*, 87 : 1955-1963. 2008.

Do JC, Choi IH and Nahm KH. Effects of chemically amended litter on broiler performances, atmospheric ammonia concentration, and phosphorus solubility in litter. *Poultry Science*, 84 : 679-686. 2005.

藤原俊六郎. 堆肥の品質分析について. 堆肥等有機物分析法. 1-17項. 日本土壤協会. 東京. 2000.

藤原俊六郎. 効果の現れ方と使い方の基礎. 堆肥のつくり方・使い方 原理から実際まで. 農山漁村文化協会. 東京. 2003.

後藤逸男. 梅漬調味廃液の農業利用法. 特願 2007-116517・特開 2008-273850. 2007.

羽賀清典. 堆肥化処理. 畜産環境保全論. 第2版. 56-60項. 養賢堂. 東京. 2002.

羽賀清典. 家畜排泄物のバイオマス利用. フードシステム研究, 13 : 22-31. 2006.

羽賀清典. 家畜糞尿処理の今後の方向性. 日本畜産学会報, 81 : 207-211. 2010.

原 正之・郡司掛則明・松本 順. 無機成分の分析法. 堆肥等有機物分析法. 18-49項. 日本土壤協会. 東京. 2000.

原田靖生・山口武則. 家畜排泄物堆肥の実態と問題点. 環境保全

と新しい畜産. 229-246項. 農林水産技術情報協会. 1997.

服部 勉・宮下清隆. 窒素化合物の変化. 土の微生物学. 64-72項. 養賢堂. 東京. 1996.

林健太郎・神山和則・寶示戸雅之・波多野隆介・長田 隆・本田善文・安部佳之. 農業起源のアンモニアの発生・沈着実態と環境影響評価. 日本土壤肥科学雑誌, 81 : 174-180. 2010.

本多勝男. 堆肥化施設設計書の審査・検討実技演習. 畜産環境アドバイザー養成研修会【堆肥化施設の設計・審査基準】. 59-214項. 財団法人畜産環境整備機構. 東京. 2003.

石井信之. 広域的処理実現に向けた取り組みの一例について—和歌山県紀南地域における事例報告—. 廃棄物学会誌, 16 : 317-327. 2005.

Ivanov IE. Treatment of broiler litter with organic acids. *Research in Veterinary Science*, 70 : 169-173. 2001.

加藤博美・中谷 洋・市川 明. 高ECが鶏ふんの発酵過程に及ぼす影響. 愛知県農業総合試験場研究報告, 31 : 311-316. 1999.

小山 太・黒田和孝・浅田研一・尾上 武・近藤隆一郎. *Bacillus* sp. TAT105株添加による豚糞堆肥化過程のアンモニア揮散低減効果. 日本畜産学会報, 82 : 163-169. 2011a.

小山 太・清水邦義・松原恵理・吉田絵美・近藤隆一郎. スギ樹皮被覆による鶏ふん堆肥化過程のアンモニア抑制. 木材学会誌, 57 : 370-376. 2011b.

黒田和孝. 家畜排せつ物堆肥化における微生物を用いた臭気低減. 土と微生物, 56 : 69-74. 2002.

黒田和孝. 悪臭問題の特徴. 畜産総合事典 普及版. 260-261項. 朝倉書店. 東京. 2009.

Lee GD, Kim SC and Choi IH. Using anhydrous aluminum chloride with calcium carbonate to reduce ammonia volatilization and increase nitrogen content from poultry litter. *Journal of Poultry Science*, 50 : 172-176. 2013.

Lacey RE, Mukhtar S, Carey JB and Ullman JL. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities : 1. Odor concentrations and emissions. *Journal of Applied Poultry Research*, 13 : 500-508. 2004.

前田武己・松田従三. 家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散 (第1報). 農業機械学会誌, 60 : 63-70. 1998.

前田武己・松田従三・近江谷和彦. 家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散 (第2報). 農業機械学会誌, 63 : 41-47. 2001.

McWard GW and Taylor DR. Acidified clay litter amendment. *Journal of Applied Poultry Research*, 9 : 518-529. 2000.

道宗直昭. 畜産施設における悪臭問題とその対策. 環境技術, 30 : 206-212. 2001.

Miles DM, Rowe DE and Cathcart TC. Litter ammonia generation : Moisture content and organic versus inorganic bedding materials. *Poultry Science*, 90 : 1162-1169. 2011a.

Miles DM, Rowe DE and Cathcart TC. High litter moisture content suppress litter ammonia volatilization. *Poultry Science*, 90 : 1397-1405. 2011b.

Moore Jr PA, Daniel TC, Edwards DR and Miller DM. Evaluation of chemical amendments to reduce ammonia volatilization from poultry litter. *Poultry Science*, 75 : 315-320. 1996.

中野長久・宮武和孝. 梅調味廃液の浄化法. 特願平 10-261116・特開 2000-83692. 1998.

西尾道徳. 土壌微生物の基礎知識. (社)農山漁村文化協会. 1989.

農林水産省. 畜産経営に起因する苦情発生状況. 生産局畜産部畜産企画課畜産環境経営安定対策室. 2012. http://www.maff.go.jp/j/chikusan/kankyo/taisaku/t_monдай/01_monдай/pdf/kujou24.pdf

- 織田久男・牧野知之・川崎 晃・櫻井泰弘. 重金属の分析法. 堆肥等有機物分析法. 50-139 項. 日本土壌協会. 東京. 2000.
- Patterson PH and Adrizal. Management strategies to reduce air emissions : emphasis-dust and ammonia. *Journal of Applied Poultry Research*, 14 : 638-650. 2005.
- Ritz CW, Fairchild BD and Lacy MP. Implications of ammonia production and emissions from commercial poultry facilities : a review. *Journal of Applied Poultry Research*, 13 : 684-692. 2004.
- Ritz CW, Tasistro AS, Kissel DE and Fairchild BD. Evaluation of surface-applied char on the reduction of ammonia volatilization from broiler litter. *Journal of Applied Poultry Research*, 20 : 240-245. 2011.
- Rotz CA. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 82 (E. Suppl.) : E119-E137. 2004.
- Roumeliotis TS and van Heyst BJ. Summary of ammonia and particulate matter emission factors for poultry operations. *Journal of Applied Poultry Research*, 17 : 305-314. 2008.
- 坂井隆宏・脇谷裕一郎・岩永致悦. 畜種の違いが家畜ふん堆肥化過程の発酵, 臭気および堆肥成分に与える影響. *西日本畜産学会報*, 47 : 47-53. 2004.
- 高橋正宏. 熟成した堆肥への尿素添加がその後の有機物分解に及ぼす影響. *日本畜産学会報*, 77 : 51-58. 2006a
- 高橋正宏. 硝酸カリウム添加が堆肥化に及ぼす影響. *日本畜産学会報*, 77 : 59-65. 2006b.
- 高橋正宏・坂本卓馬. 家畜糞堆肥の窒素利用率評価へのデータジェント分析の適用. *日本畜産学会報*, 79 : 413-426. 2008.
- 樋渡 隆. 鹿児島県における家畜排泄物処理の現状と課題. *日本畜産学会報*, 71 : 213-221. 2000.
- Ullman JL, Mukhtar S, Lacey RE and Carey JB. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities : 4. Remedial management practices. *Journal of Applied Poultry Research*, 13 : 521-531. 2004.
- 山口武則. 一般有機物成分の分析法. 堆肥等有機物分析法. 140-166 項. 日本土壌協会. 東京. 2000.
- 柳井久江. 繰り返しのある二元配置分散分析法. 4Steps エクセル統計第3版. 137-143 項. オーエムエス. 東京. 2011.

Effect of Addition of Ume Seasoning Waste Water to used Broiler Litter on Ammonia Emission and Elements in Manure at Composting

Keisuke Maeda¹, Maho Hashimoto², Yasuhiro Hayashi² and Masanari Toyoshi¹

¹ Livestock Experiment Station of Wakayama Prefecture, Susami, Wakayama, 649-3141, Japan

² Agricultural Experiment Station of Wakayama Prefecture, Kinokawa, Wakayama, 640-4123, Japan

This study was conducted to evaluate the effect of addition of ume seasoning waste water, which was by-products of pickled Japanese apricot fruit (*Prunus mume*), to used broiler litter on ammonia emission and manure elements at composting. The used broiler litter was sampled from one broiler house, after mixed and divided two litters. One was added to 5% (vol/wt) of ume seasoning waste water as USW, the other was added to 5% of water as Control. Each litter (5 kg), USW or Control, was composted in laboratory scale. The used broiler litter was composted at 7 days without turning (Exp 1), and was composted at 21 days with turning at every seven days (Exp 2). The ventilation volumes in litters were same between Control and USW during composting period, and litter temperature, ammonia emission volume, ammonia content and pH in litter were measured. The litter temperature of USW changed during composting period as well as Control. Ammonia emission volumes of USW were reduced by 13% at Exp1, and were reduced by 59.8%, 34.39% and 5.4% at 0-7, 8-14 and 15-21 days, respectively, compared with Control at Exp 2. Ammonia contents of USW changed similarly with Control. pH of USW were lower than that of Control at 0, 7, 14, 21days, respectively (Exp 2). Sodium contents increased, Ca, Zn contents decreased slightly in litter by addition of ume seasoning waste water. These results indicate that the addition of ume seasoning waste water to used broiler litter result in reducing ammonia emission by approximately 13-60% at early stage of composting, and increasing sodium content in litter, without adverse effect on the composting.

(*Japanese Journal of Poultry Science*, 51 : J33-J42, 2014)

Key words : ammonia emission, composting, broiler, litter, ume seasoning waste water