

建設残土中における下水汚泥の分解について

| | |
|-------|---|
| 誌名 | 玉川大学農学部研究報告 = Bulletin of the Faculty of Agriculture, Tamagawa University |
| ISSN | 0082156X |
| 著者 | 竹島, 征二 植木, 君枝 今村, 智雄 |
| 巻/号 | 28号 |
| 掲載ページ | p. 78-86 |
| 発行年月 | 1988年12月 |

建設残土中における下水汚泥の分解について

竹島征二・植木君枝・今村智雄

Decomposition of Sewage Sludge in Soil wasted from Constraction

Seiji Takeshima, Kimie Ueki and Tomoo Imamura

緒 言

近年、産業の著しい発展と都市化に伴って排出される廃棄物量は指数関数的に増加している。報告によれば、東京都および周辺3県における建設残土量は9,500万 m^3 、そのうち、約1/2量にあたる4,200万 m^3 が場外に処分されていると推定されている(日本土壌協会編 1981)。建設残土の多くは埋め立て地の覆土材料として用いられているが、その大部分は有機物に乏しい不毛の土であり、それらを肥沃な土壌にするために有機性廃棄物を利用して土壌化を促進することが環境保全の立場からも必要であると考えられ、種々の研究が行われている(竹島・大田 1981, 竹島・周東 1987)。

一方、下水汚泥は下水道の普及に伴い発生量は増加の一途をたどり、環境汚泥の一因になっている。その適性処分と有効利用が強く望まれている。し尿の大部分はし尿処理場で処分され、最近一年間で処分された下水汚泥は、全国で240万 m^3 にも達している。このうち、約35万 m^3 が緑農地の土壌物理性の改善あるいは汚泥の肥効成分の利用に用いられているにすぎない(石川・堂々 1982)。近年、下水汚泥を土壌に還元して利用する場合の研究が行われ、主として、汚泥の窒素肥料としての効果(高橋 1973, 蛭木ら 1979)、土壌中における汚泥の分解過程についての基礎的研究(大羽, Quan-Lu 1981, Quan-Lu, 大羽 1981)、土壌中への下水汚泥施用に伴う重金属および有害物質の挙動(尾和 1982, Chaneg 1982)などが報告されている。しかし、環境保全および廃棄性有機物の有効利用の立場からの基礎的研究はほとんど行われていない(竹島ら 1983)。

そこで、本研究は都市から排出される無機性廃棄物の一つである建設残土の土壌化促進に関する最適条件を見いだすことを目的として、建設残土に土壌化促進のための有機物資材である下水汚泥を組み合わせた実験区を設け、インキュベーション実験を行った。下水汚泥中の有機物の分解過程を調べるために、二酸化炭素発生量および無機態窒素の生成量などの消長を経時的に追跡した。なお、この実験は『建設残土の土壌促進に関する基礎的研究』として文部省科学研究費補助金『環境科学』を受けて行われた。

実験材料および方法

1) 供試土: 無機性廃棄物である建設残土は玉川学園グラウンド造成地から排出された砂質土, 壤土質土および火山灰土を用いた. 表1に示されるように, いずれの残土も全炭素量(T-C)および全窒素量(T-N)とも少なく, 有機物量に乏しいものである. 土性はそれぞれ砂質土は砂土(S), 壤土質土は壤土(L), 火山灰土は下層部のC層で軽埴土(LiC)である. pHはそれぞれ, 砂質土は6.35, 壤土質土は5.70, 火山灰土は6.31であった. 壤土質土は他の残土に比べて酸性であったので実験を実施するに当たっては, 消石灰を加えて6.55に調製した.

2) 供試汚泥: M市の下水処理場で発生したし尿汚泥の余剰活性汚泥(脱水ケーキ)を用い, その理化学性は表1に示される. インキュベーション実験に際しては脱水ケーキを風乾, 粉碎した後2mmの篩を通過したものをを用いた.

3) 実験区: 建設残土に下水汚泥の風乾粉碎を残土に対してそれぞれ0%, 2%, 5%および10%になるように加えて, 12実験区を設けた. 水分量を砂質土については最大容水量の50%, 他の残土は60%になるよう蒸留水を加え, 室温条件下(25°C)で60日間インキュベーションを行った.

4) 二酸化炭素発生量の測定: 500ml容広口三角フラスコに試料50gを入れ, 20ml容小形ビーカーに0.5N水酸化ナトリウム溶液10~15mlを入れ, 針金でゴム栓から吊り下げ, ゴム栓と広口三角フラスコの間をパラフィンでシールした. 2~5日毎に小形ビーカーを取り出し, 3N塩化バリウム溶液1mlを加え, 炭酸バリウムを沈澱させた後, フェノールフタレイン液を加えて0.1N

Table 1. Chemical properties of soil and sewage sludge used in the experiment.

| Soil | pH (H ₂ O) | T-C (%) | T-N (%) | C/N | CEC (me/100g) | Texture |
|-------------------|--------------------------|------------|------------|------|------------------|---------|
| Sandy soil | 6.35 | 0.04 | 0.003 | 13.3 | 6.2 | S |
| Loamy soil | 5.70 *(6.55) | 1.03 | 0.05 | 21.9 | 18.3 | L |
| Volcanic ash soil | 6.31 | 0.72 | 0.06 | 12.0 | 22.3 | LiC |

| | pH (H ₂ O) | Moisture (%) | T-C (%) | T-N (%) | C/N | Ignition loss (%) |
|---------------|--------------------------|-----------------|------------|------------|------|----------------------|
| Sewage sludge | 5.96 | 12.1 | 47.87 | 6.67 | 7.18 | 77.4 |

Percentages given are on an oven-dried basis.

* Figure of () is value adjusted with calcium hydroxide.

Table 2. Experimental plots of incubation experiment in laboratory.

| Soil | Applied sludge per soil (%) | | | | Moisture content |
|-------------------|-----------------------------|---|---|----|------------------------|
| Sandy soil | | | | | a moisture equivalent |
| Loamy soil | 0 | 2 | 5 | 10 | 50-60% of maximum |
| Volcanic ash soil | | | | | water holding capacity |

Percentages given are on an oven-dried basis.

塩酸を用いて余剰の水酸化ナトリウム溶液を逆滴定した。残土および汚泥を入れない区を設け、ブランク値から滴定値を差し引いた値を二酸化炭素発生量とした (高井・小熊 1960)。

5) 無機態窒素量の測定: 200 ml ビーカーに試料 100 g を入れ, 最大容水量の 50~60% の水分になるように蒸留水を加えた後, 全重量を測定した。このビーカーは数ヶ所穴をあけたアルミホイルでおおいをして室温に静置し, 時々減少した水分をガラス管を通して蒸留水を用いて補給した。所定の日数を経過したビーカーを取り出し, 試料を振とうびんに移し入れ, 1N 塩化カリウム溶液により無機態窒素を抽出し, BREMNER (1965) の方法により各種無機態窒素を測定した。なお, 窒素無機化率は次式により算出した。

$$\text{無機化率} = \frac{\left(\begin{array}{c} \text{汚泥添加土壤中} \\ \text{の全無機態N} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{対照区の全} \\ \text{無機態N} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{添加汚泥中} \\ \text{の無機態N} \end{array} \right)}{\text{添加汚泥中の有機態N}}$$

実験結果および考察

下水汚泥の分解に伴う発生 CO₂ の水酸化ナトリウム溶液による吸収量の経時的変化は図 1 に, インキュベーション期間中の CO₂ 発生量の総量および分解率は表 3 に示した。

図 1 に示されるように建設残土の種類および汚泥添加量の異なる全すべての試験区において, CO₂ 発生量はインキュベーション初期の 5 日目内で極大値となり, それ以後, 低下する傾向にあったが, 2%, 5% 添加区では急激な低下, 10% 添加区ではやや緩慢な減少傾向で推移した。このことは下水汚泥は残土中で数日間に急激な分解が起こることを示している。残土の種類間に著しい差異は認められず, 下水汚泥の添加量の違いによる CO₂ 発生量の結果から添加量の増大に伴

Table 3. Contents of carbon dioxide evolution and decomposition rates during 60 days incubation of three soils amended with sewage sludge 2%, 5%, and 10% application rates.

| Soil | Applied sludge per soil (%) | CO ₂ -C mg/100 g dry soil | Decomposition rate (%) |
|-------------------|-----------------------------|--------------------------------------|------------------------|
| Sandy soil | 0 | 5.5 | |
| | 2 | 156.9 | 24.7 |
| | 5 | 338.8 | 21.5 |
| | 10 | 519.7 | 16.8 |
| Loamy soil | 0 | 14.8 | |
| | 2 | 164.7 | 24.7 |
| | 5 | 319.1 | 19.9 |
| | 10 | 531.5 | 16.9 |
| Volcanic ash soil | 0 | 11.5 | |
| | 2 | 161.2 | 24.5 |
| | 5 | 338.6 | 21.4 |
| | 10 | 545.1 | 17.4 |

Note: Decomposition rate = $\frac{(\text{CO}_2 \text{ evolved from sludge-applied soil}) - (\text{CO}_2 \text{ from control})}{\text{Total carbon of sludge applied to soil}} \times 100$

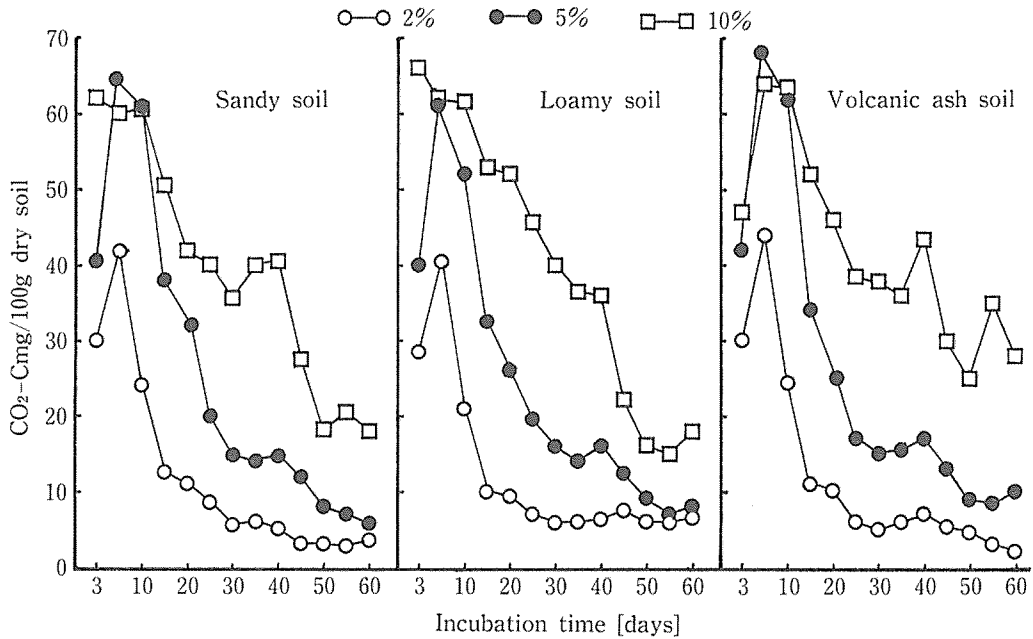


Fig. 1. Changes of carbon dioxide evolution contents in sewage sludge applied to three soils at the application rates of 2%, 5% and 10%.

って発生量も増加し、分解過程においても若干、様相を異にすることが示された。

表3の実験結果から各実験区の有機物の分解率を比較してみると、分解率は添加量が増大するに伴って減少した。残土の相違による顕著な差異は認められなかったが、5%添加区では、概して、火山灰土で分解率が高く、壤土質土で低かった。下水汚泥分解の土壤間差についての報告例において、高橋ら(1973)は火山灰土壌と鈹質土壌(赤黄色土)を比較して鈹質土壌の方が分解率が高いことを認めているが、この壤土質土において分解率が低い原因はpH値を調整するために消石灰を加えた為、消石灰によるCO₂吸収が一因と考えられる。また、嶋木ら(1979)の結果においても石灰添加汚泥はCO₂測定において値が低いことを認めているが、このことについては消石灰によって発生CO₂の吸収に起因すると報告している。従って、この点については今後さらに検討する必要がある。

室内インキュベーション実験における建設残土の種類と下水汚泥添加量の相違による下水汚泥の有機態窒素の分解過程を検討し、その結果を図2、3および図4に示した。

各実験区における1N KCl抽出液によるpH(KCl)の経時的变化を図2に示した。汚泥添加量(2%添加区を除く)とpHとの関係についてみると、砂質土において汚泥添加量の違いによるpHの変化は著しかった。無添加区ではインキュベーション全期間を通して4.3~4.5とほぼ一定の値で推移し、添加区との間で著しい差異が認められた。5%、10%添加区はともにインキュベーション初期に上昇するが、5%添加区においてはインキュベーション25日目より急激な低下を示したが、10%添加区はその後一定もしくは上昇傾向を示した。壤土質土の5%添加区では30日目まで無添加区とほぼ同じ値で推移し、10%添加区では初期に上昇し30日目から低下して、5%添加区では無添加区より低下した。火山灰土では5%および10%添加区においてはインキュベーション25日目まで経時的に上昇し、以後、徐々に低下する傾向が見られ、汚泥添加量の差異に

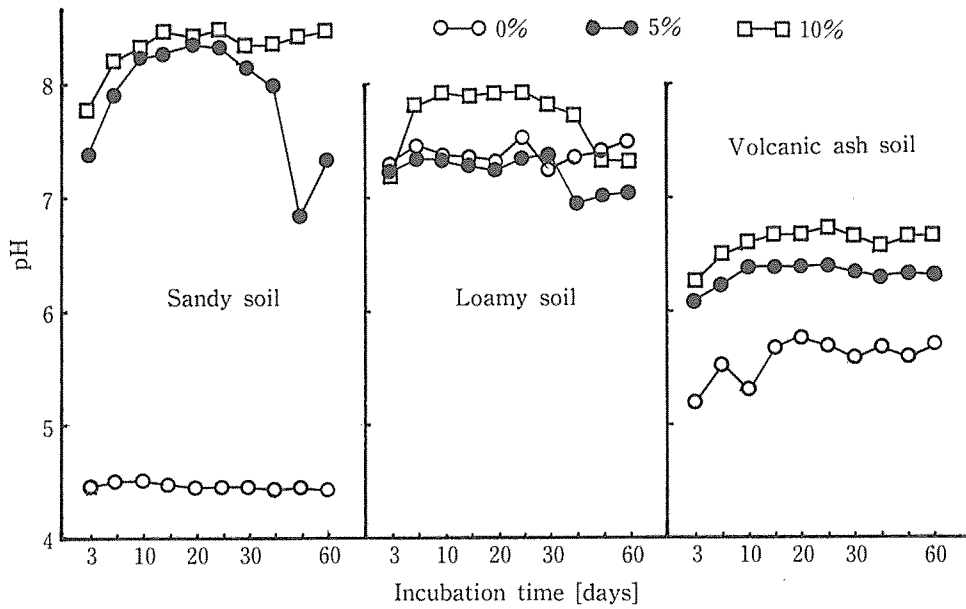


Fig. 2. Changes of pH values in three soils amended with sewage sludge at the application rates of 0%, 5% and 10%.

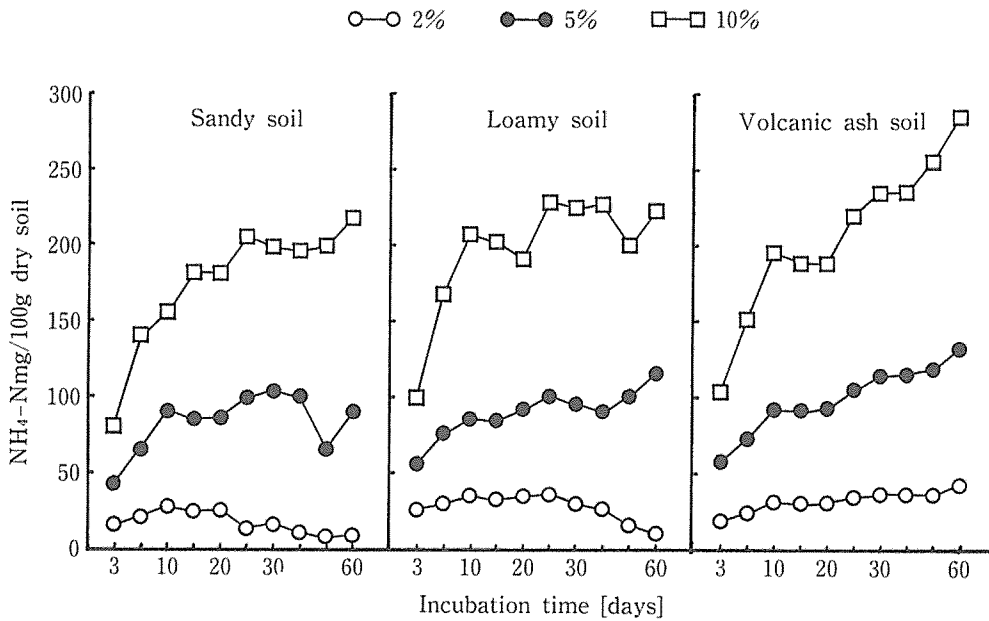


Fig. 3. Changes of ammonium-nitrogen contents in sewage sludge applied to three soils at the application rates of 2%, 5% and 10%.

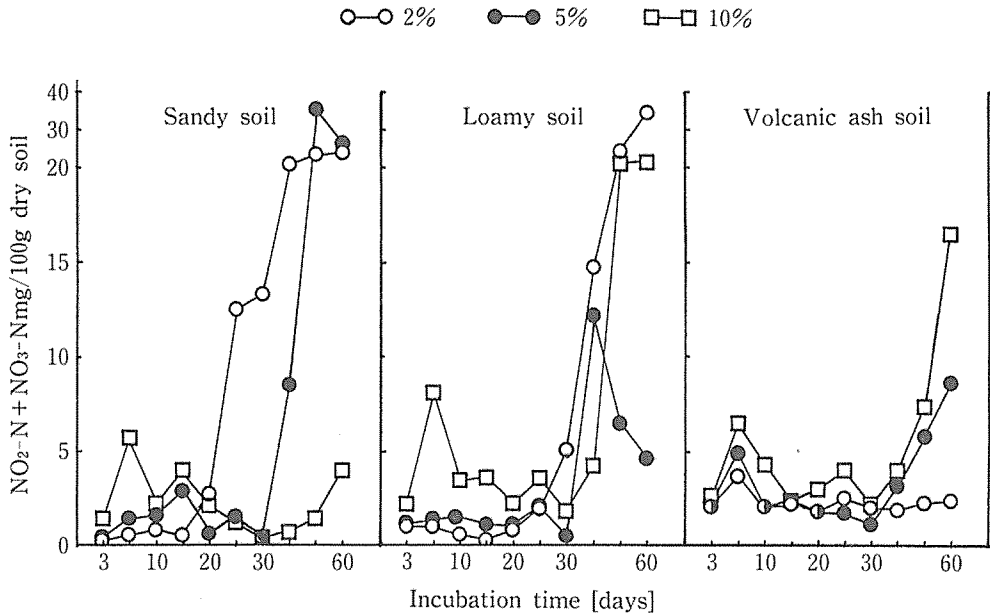


Fig. 4. Changes of nitrate and nitrite-nitrogen contents in sewage sludge applied to three soils at the application rates of 2%, 5% and 10%.

よって pH もそれぞれ異なった。建設残土と pH との関係については、砂質土において pH (KCl) は 4.3 から 8.4 の範囲で添加量の差異によりかなりの変動が見られたが、壤土質土では 7.2 から 8.0、火山灰土では、5.2 から 6.7 の範囲で変化した。いずれの残土においても、インキュベーション初期では上昇傾向を示し、30 日目以降、一定または低下する傾向にあった。このことは残土中において有機態窒素の無機化によるアンモニアおよび硝酸態窒素の生成量の差異、残土の陽イオン交換容量 (CEC) などが pH の変動に関係しているものと考えられる。

次に、汚泥中の有機態窒素の無機化過程については図 3 および図 4 に示した。アンモニア態窒素量生成量の経時的変化についてみると、いずれの実験区においてもアンモニア態窒素は汚泥添加量の増大に伴って増加した。即ち、砂質土では 2%、5% 添加区および壤土質土の 2% 添加区でアンモニア態窒素がインキュベーション初期から増加し、中期から 60 日目まで漸次減少する傾向を示したが、他の添加区ではインキュベーション 60 日目まで一定、もしくは増加傾向にあった。また、汚泥添加量が増大するに伴いアンモニア態窒素の生成量にやや遅延する傾向が認められた。残土間について比較してみると、砂質土では汚泥添加量の増大に伴ってアンモニア生成量も増加したが、各添加区とも他の残土に比べて生成量は少なかった。また、汚泥添加量の相違によって生成過程に差異が見られた。即ち、壤土質土の生成過程は砂質土とほぼ同様な生成過程で推移したが、火山灰土では 2%、5% および 10% 汚泥添加区のいずれにおいてもインキュベーション全期間を通して、増加傾向にあった。特に、2% および 10% 添加区における生成過程は他の残土と異なった様相を示した。アンモニア態窒素の生成量は火山灰土が最も多く、次いで壤土質土、砂質土は最も少なかった。砂質土において生成量が少ないことの一因として、Quan-Lu, 大羽(1981)も報告しているが、図 2 に示されるようにインキュベーションの期間中に土壌 pH のアルカリ化によってアンモニアガスとして揮散されたためと考えられる。

残土中の亜硝酸態窒素量と硝酸態窒素生成量の合計量の経時的変化を図 4 に示した。その結果から生成量は建設残土の種類および汚泥添加量の相違によって異なり、生成過程についてもそれぞれ異なった様相を呈した。砂質土および壤土質土の 2%、5% 泥添加区においてインキュベーション 20 日目ないし 40 日目に生成量は急激に増加した。火山灰土は砂質土および壤土質土に比べてインキュベーション全期間を通じて生成量が著しく少なく、生成過程の様相も著しく異なった。砂質土において添加量が増大するに伴い亜硝酸態窒素および硝酸態窒素の生成が遅延する傾向が認められた。これらの汚泥添加に伴う土壌の硝酸化成の変化は残土の粒径組成、陽イオン交換容量、および緩衝能ならびに土壌固有の硝化能などに起因するものと考えられる。

インキュベーション 60 日目の土壌中に残留したアンモニア態、亜硝酸態、硝酸態窒素を測定し、その総量、無機化率、硝化率および pH の値を表 4 に示した。

表 4 より、汚泥添加量に基く窒素の無機化率の変化についてみると、いずれの残土においても添加量が増大に伴って無機化率は高くなった。残土の種類と窒素無機化率とを比べてみると残土間に明らかに差異が認められ、火山灰土で最も高く、次いで壤土質土、砂質土の順であった。

硝化率は残土の種類および汚泥添加量の相違によって明らかに異なった。すなわち、2% 汚泥添加区において最も高く、添加量が増大するに伴い低くなった。残土別では砂質土で最も高く次いで壤土質土、火山灰土で最も低かった。Quan-Lu, 大羽(1981)は火山灰土の B 層は火山灰土の作土層、水田土壌、沖積土などより硝化率が低く、汚泥添加量の違いによる変化も小さいと報告している。このことから火山灰土の C 層は硝酸化成能をほとんど持たないことを示唆している。以上のことから、下水汚泥中の有機物の分解は残土の種類における差異は小さいが、汚泥添加量が増大に伴い低下すること。有機態窒素の無機化は残土の種類による差異は小さいこと、添加量が増大するほど無機化率および硝化率が低下すること、硝化率は火山灰性か、非火山灰性に支配

Table 4. Contents of mineralized nitrogen and mineralization, nitrification rates and pH values after 60 days incubation of soil amended with sewage sludge 2%, 5% and 10% application rate

| Soil | Applied sludge per soil (%) | NH ₄ -N mg | NO ₃ -N mg | NO ₂ -N mg | Total inor.-N mg | Mineralization rate (%) | Nitrification rate (%) | pH (KCl) |
|-------------------|-----------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------|-------------------------|------------------------|----------|
| Sandy soil | 0 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.4 | | | 4.42 |
| | 2 | 8.4 | 21.1 | 3.0 | 32.5 | 14.2 | 74.1 | 4.82 |
| | 5 | 89.0 | 17.6 | 8.9 | 115.5 | 25.2 | 23.0 | 7.32 |
| | 10 | 218.0 | 0.5 | 3.6 | 222.1 | 28.8 | 1.8 | 8.46 |
| Loamy soil | 0 | 1.9 | 0.1 | 0.2 | 2.2 | | | 7.42 |
| | 2 | 10.2 | 24.2 | 10.1 | 44.5 | 22.3 | 77.0 | 7.22 |
| | 5 | 115.3 | 2.5 | 2.2 | 120.0 | 26.0 | 3.9 | 7.02 |
| | 10 | 222.7 | 14.0 | 7.5 | 244.2 | 27.0 | 0.9 | 7.30 |
| Volcanic ash soil | 0 | 1.9 | 0.5 | 0.0 | 2.4 | | | 5.68 |
| | 2 | 40.6 | 1.4 | 1.0 | 45.0 | 24.4 | 5.0 | 5.89 |
| | 5 | 132.2 | 5.3 | 3.4 | 140.9 | 32.4 | 0.6 | 6.27 |
| | 10 | 284.9 | 10.2 | 6.3 | 301.4 | 36.1 | 0.6 | 6.62 |

Note: NH₄-N, NO₃-N and NO₂-N mg given are on a 100 g oven-dry soil material.

$$\text{Nitrification rate} = \frac{\text{Nitrate-N} + \text{Nitrite-N}}{\text{Total inorganic N}} \times 100$$

されることが明らかにされた。

要 約

都市から排出される無機性廃棄物の一つである建設残土の土壌化促進に関する最適条件を見いだすことを目的とし、建設残土に土壌化促進のための有機性資材である下水汚泥を組み合わせた土壌化過程を解析するため、実験室内インキュベイト実験を行った。建設残土中における下水汚泥の分解過程ならびに窒素の無機化過程を調べた。得られた結果は次の通りである。

1) 二酸化炭素発生量はいずれの残土においてもインキュベーション初期に多く、以後、経時的に減少した。残土別の発生量は火山灰土が最も多く、次いで壤土質土が多く、砂質土が最も少なかった。汚泥の添加量の増大に伴って発生量は増加したが、有機物の分解率は添加量が増大するに伴って減少傾向にあった。

2) pH 値は汚泥添加量が増大するといずれの実験区においても対照区に比べて上昇する傾向を示した。残土別では、概ね、砂質土の添加区で高く、壤土質土、火山灰土の順で低下した。

3) 無機態窒素の生成量はインキュベーション初期で少なく、20日目まで経時的に急減し、以後、漸次増加する様相を呈した。残土別の生成量は火山灰土が最も多く、次いで壤土質土、砂質土で最も少なかった。

4) 有機態窒素の無機化率は汚泥添加量の相違にもとづく差異がいずれの場合においても低くかったが、添加量の増大にともなって高くなった。残土別では火山灰土で最も高く、砂質土と壤土質土は同じ値であった。

5) 硝化率は汚泥の添加量が増大するといずれの残土においても低下した。残土の種類により異なり、砂質土、壤土質土で比較的高く、火山灰土でかなり低かった。

参 考 文 献

- Bremner, J. M. 1965. Methods of soil Analysis, Part 2, ed. C. A. Black et al. Am. Soc. Agric. Madison, Wisconsin. p. 1179-1206.
- Chaney, R. L. 1982. Fate of toxic substance in sludge applied to cropland. International symposium on land application of sewage sludge, Association for utilization of sewage sludge, Tokyo. p. 259-324.
- 石川忠雄, 堂々 功. 1982. 下水汚泥の緑農地利用の現状と課題 下水汚泥の緑農地利用に関する国際シンポジウム講演要旨集. 下水汚泥資源利用協議会. p. 1-3
- Nguyen, Quan-Lu, 大羽 裕. 1981. 下水汚泥の有機態窒素の無機化. 土肥誌. 52 (3): 219-224.
- 蜷木 翠, 後藤逸男, 清水慶一. 1979. 下水汚泥の農地還元. 東農大農学集報特別号第2号. p. 129-150.
- 日本土壌協会編. 1979. 昭和53年度埋立廃棄物土壌化促進調査報告. p. 1-62.
- 大羽 裕, Nguyen, Quan-Lu. 1981. 二酸化炭素発生量からみた畑土壌条件下の下水汚泥の分解. 土肥誌. 52 (2): 132-140.
- 高井康雄, 小熊 武. 1960. 亜硫酸パルプ廃液製品が土壌の性状に及ぼす影響. 土肥誌. 37 (10): 522-526.

- 高橋和司. 1973. 基盤造成畑地に対する有機物施用試験—都市廃棄物の農業利用に関する試験—, 愛知県農業総合試験場, p. 74.
- 竹島征二, 大田研二. 1981. 埋立廃棄物の土壌化に関する基礎的研究(第1報) 土壌化における生物性の変化について. 玉大農研報. No. 21: 36-45.
- 竹島征二, 周東俊哉. 1987. 埋立廃棄物の土壌化に関する基礎的研究(第2報) 土壌化における生物性の経時的变化. 玉大農研報. No. 27: 51-63.
- 竹島征二, 植木君枝, 今村智雄. 1983. 建設残土中における下水汚泥の分解. 土肥講演旨集. No. 29: 117.
- Owa, Naoto. 1982. Behavior of heavy metal in sludge-amended soil. International symposium on land application of sewage sludge, Association for utilization of sewage sludge, Tokyo. p. 215-257.

Summary

Laboratory incubation studies were conducted to determine the extent of decomposition of sewage sludge and also carried out to determine the extent of nitrogen mineralization of sewage sludge and nitrification of inorganic nitrogen produced in the soil wasted from construction.

Sewage sludge was added to three soils wasted from construction such as a sandy soil, a loamy soil, and a volcanic soil at levels of 0, 2, 5, and 10% of dry weight. The mixtures were incubated aerobically at 25°C and the amounts of CO₂ evolution and the production of inorganic nitrogen was measured periodically during 60 days of incubation.

For all soils, the amount of CO₂ evolution was increased rapidly and reached maximum values with the first period of 0~5 days of incubation and continued to decrease slowly thereafter.

The content of CO₂ evolution increased in following order: volcanic ash soil > loamy soil > sandy soil.

At the period of incubation, the decomposition ratio of organic carbon in the soils with sewage sludge added at low level was more extensive than in the soils with sewage sludge at a high level.

For all soils, the pH values in the soil increased with the increasing of the application rate of the sludge and increased rapidly within the first period of 0~10 days.

For all soils, the nitrogen mineralization proceeded extensively in the first period of 0~10 days, and continued to increase slowly thereafter. The total amounts of inorganic nitrogen mineralized over a period of 60 days increased with the increasing of the application rates of the sludge.

The nitrogen mineralization ratio was higher in the case of sewage sludge at high level than in the sewage sludge at low level. Nitrification differed remarkably from between the volcanic ash soil and the other two soils; it was retarded in soils with sewage sludge at a high level.