〈講座〉

ウイルスと水汚染 (V)

Viruses and Water Pollution

丘 依 枢^{*}
Yishu CHIU

下水汚泥でのウイルスと環境への影響

水処理での汚濁物質除去にともなって病原菌や病原体も除去または不活化されるが、たんに除去されたものは活性を保ちつつながら汚泥に移行する。浄水処理と比較して下水処理の場合は、汚泥により多くのバクテリアやウイルスが含まれていることはいうに及ばず、ウイルスだけについて見れば生下水よりも、むしろ一次処理汚泥にウイルスが濃縮されてより高い濃度で含まれていることが報告されている¹⁾。一次汚泥のウイルス濃度を固形物1 mgあたりの個数で見ると腸内ウイルス4 PFU、コリファージ2,000 PFUにも達しているとの報告がある²⁾。

なお一次処理につづく活性汚泥処理の二次汚泥には、流入ウイルスの90%以上もが取り込まれている。このように下水処理によって発生した一次や二次の生汚泥には活性を保っているウイルスが多量含まれていることがわかる。また生汚泥に一連の処理プロセスを施してきた処理汚泥でもウイルスは全滅することではなく、そのほんの一部とはいえ、長期間生き残ることができるものがある。カナダで各種の汚泥について22ヵ月にもわたるモニターの調査では、ウイルス検出の割合は生汚泥が84%、嫌気性消化汚泥53%、ラグーン乾燥汚泥39%との結果が示されており、ラグーンで8ヶ月間貯留を経た汚泥でさえもなおウイルスが検出されていた³⁾。

近年、下水処理の普及につれて処分に対策を迫られている汚泥も量的に増えつつきており、エネルギー節約と廃棄物利用の声のなかで、汚泥処分の方法も今までの海洋投棄や陸地埋立から農地、緑地への利用へと関心が高まってきている。しかし、いずれの場合においても汚泥に含まれている病原体など、有害なものの環境ならびに人体に対する影響が配慮されていなければならない。事実、汚泥の最終処分に先立っては安定化と減量化を主な目的として汚泥の消化や脱水が行なわれており、これ

と同時にウイルスを含む病原体も「減量」されているのである。下水処理で発生した汚泥は、一般にある種の処理プロセスを経てから処分や利用されており、ウイルスに起因する環境への影響はこれまでさほど大きくなかったとはいうものの、これから増えつついていこうとする農地への利用は人体の健康に直接関係するため、油断せずに汚泥でのウイルスの消長についても関心を示すことが必要であると考えられる。

1. 汚泥の濃縮と消化

一連の汚泥処理は先ず濃縮 (thickening) から始まる。濃縮汚泥はさらに処理されていくのが普通だが、そのまま処分に移されることも希れながら行なわれている。米国のある活性汚泥法の下水処理場では一次汚泥と二次汚泥からなる濃縮汚泥がそのまま陸地処分されていた。その際、ウイルスについての調査が行なわれ腸内ウイルスは固形物1 mgあたり最高0.8 PFU、バクテリオファージ48 PFUという結果が示された。腸内ウイルスでこれに近い濃度を含む一次汚泥は米国の別の処理場においても報告されている。この処理場で一次汚泥は嫌気性消化でさらに処理されており、これに際して腸内ウイルス濃度は固形物1 mgあたり0.007 PFUまでに低下した。なお、この消化汚泥のファージの濃度は17 PFUであった²⁾。

嫌気性消化によるウイルス削減の効果はウイルスの種類にもよるが、ポリオウイルスについて調べたところ、30℃の温度で30日間滞留した消化汚泥にはウイルス濃度が4 log 削減されていた⁴⁾。ポリオウイルスで同程度の濃度削減は28℃、4日間滞留の別の嫌気性消化においても見ることができた⁵⁾。一方、コクサッキーB3型のウイルスの不活化率は他の研究によると24時間で2 logの値が示された⁶⁾。同一条件で不活化率を各種のウイルスについて比較を行なうため、実験室規模の消化槽35℃

* ㈱日本水道コンサルタント中央研究所 〒160 東京都新宿区大久保2-2-6 Central Research Lab, Nihon Suido Consultants Co., Ltd., (2-2-6 Okubo, Shinjuku-ku, Tokyo, Japan 160)

においてコリファージMS2, ポリオ1, コクサッキーA9, コクサッキーB4およびエコー11の5種類のウィルスが植種された⁷⁾。その結果, 24時間の不活化率はそれぞれ89.3%, 94.8%, 97.6%, 91.2%, 74.9%であり, また48時間ではそれぞれ99.3%, 98.8%, 99.7%, 99.0%, 92.5%であった。いずれの場合も不活化率はコクサッキーA9が最も高くエコー11が最も低かった。

嫌気性消化によるウィルスの削減は, 実施設よりも実験室規模のほうが良い結果を示している。たとえば実験室規模の消化槽で10日間滞留の汚泥では2~5 logの不活化率を得たが, 実施設においては100日たってからやっと2 log程度の削減しか見られなかった²⁾。これは規模の大きい実施設のほうに短絡流や過負荷が起こり易いためであると考えられている。

実際の消化槽は連続的操作のために, 絶えず生汚泥の流入があり, その一部が一定の滞留時間を待たないままに消化汚泥に混じって流出するため, ウィルスがどうしても検出されるのではないかとの見方があるが, 34℃の温度で60日滞留の実施設でサンプリング前の7日間に生汚泥の流入がなかったにも拘らず, 消化汚泥3ℓの試料に43 PFUのウィルスが検出されたこともある⁸⁾。

嫌気性消化は中温(29~37℃)のほかに高温(50~60℃)においても行なわれており, 中温消化(mesophilic digestion)よりも高温消化(thermophilic digestion)のほうがウィルス不活化に対して効果的であることは言を待たない。しかし50℃の高温消化で50~60日の長い滞留時間を経た消化汚泥にもなおポリオ3型のウィルスが検出されていた⁹⁾。高温消化の別の例ではコクサッキーウィルスB4は滞留時間30日の消化汚泥にも見出された¹⁰⁾。嫌気性消化はウィルスをかなり削減していくが, 高温かつ長い滞留時間といったような好適条件においてさえも完全なウィルス不活化は望みえないものである。

嫌気性の代わりに好気性の汚泥消化も近年試みられている。嫌気性の場合と同じく, 好気性消化も中温, 高温いずれかの温度レベルで行なわれるが, 高温の好気性消化はバクテリアやウィルスをより多く死滅させる¹¹⁾。温度の低下につれてウィルスの不活化率も減っていくことが当然考えられるが, 中温消化でのウィルス不活化は温度によるだけではない。20℃と37℃の2つの温度で好気性消化実験を行ない, ウィルスの回収率について調べたところ, いずれも同温度, 汚泥無添加の対照群のにくらべて低かった。なお消化汚泥を固形物と上澄液に分離して調べた結果, 上澄液のほうにより少ないウィルスを含むこともわかった²⁾。汚泥処理そのものについては好気性消化もそれなりの優れた点があるが, ウィルス削減において嫌気性消化の場合とどのような差異があるかは, なおデータ不足のため予測しえないものである。

2. 嫌気性消化におけるウィルス不活化の因子

汚泥消化によるウィルスの不活化は温度や滞留時間にかわりをもつが, 嫌気性消化の実験によると高温消化でのウィルスの不活化は完全に温度によるものらしく, また中温消化の場合でも温度が半分ぐらい関与しているとされている¹²⁾。中温消化の上限温度37℃では滞留時間が5日間長くなるごとに不活化率は僅かに1%だけ増加したが, 温度が34℃に下がると1日延長するごとに5日間滞留の場合37%, 10日間滞留では48%も不活化率が向上した¹²⁾。滞留時間の延長による不活化率の向上は, 中温消化の低限温度に近いほど効果的であることがわかる。中温消化は滞留時間の延長によって高温消化と同程度の効果をもたらすこともできるが, 4ヶ月に達する長い滞留時間の消化汚泥でもファージの検出があった¹⁰⁾。

温度と滞留時間のほかに消化槽内の揮発性有機固形物質(volatile suspended solids), すなわちVSの濃度もウィルスの削減に影響を与える。VS濃度が高くなると除去率も上昇する。37℃の中温消化で実験を行なった結果VSが4,000 mg/ℓ増加するごとにウィルスの除去率は1日あたり5~6%の割合で上昇した¹²⁾。これはVS物質によるウィルスの取り込みや吸着に負うところが多いためではないかと考えられている。

生汚泥にはウィルスを不活化する性能が示されていないが, 消化汚泥はウィルス不活化に寄与する成分を含んでいる。消化汚泥を上澄液と沈殿物とに分離し, ポリオウィルスについて調べた結果, ウィルスを不活化する何らかの物質が上澄液に含まれていることが分った⁵⁾。

アンモニアは生汚泥, 消化汚泥ともに含まれているが, 嫌気性消化ではプロセス自身に毒害を与えるほどの高濃度(たとえば1,500 mg/ℓ)のアンモニアが上澄液に含まれることがある。アンモニアはウィルスを不活化する⁵⁾¹³⁾。50~1,500 mg/ℓのアンモニアを含む緩衝液(pH 7.0)にポリオ1型のウィルスを添加し, 35℃で6~7日保温したところ, いずれのアンモニア濃度レベルにおいてもウィルスの検出がなかった¹⁴⁾。別の研究ではウィルスの不活化率がアンモニアの濃度(50~1,500 mg/ℓの実験範囲で)に比例して増大するとの報告がある¹⁵⁾。しかしアンモニアが荷電の状態, すなわちアンモニウムイオン(NH₄⁺)になると不活化の効果を示さなくなる¹³⁾。これはpHに関係があり, pH 8以下ではアンモニアがアンモニウムイオンに変化するのである。

実験室で0.15 M濃度のアンモニア溶液(pH 9.5), 11℃でポリオ2, コクサッキーA13, コクサッキーB1およびエコーの4種類のウィルスを添加して調べたところ, 24時間で99.9999%(6 log)の不活化率が示された。しかし同じ条件でレオ1型のウィルスは97%の不活化を示すだけだった¹³⁾¹⁶⁾。エンテロウィルスに属する各

種のウィルスは様にアンモニアの影響をうけるが、レオウィルスはアンモニアに対して強い抵抗を示すのである。

3. 汚泥のコンポスト化

コンポスト化 (Composting) とは適当な通気と湿度の条件下で汚泥などの有機性廃棄物を発酵させて堆肥にすることである。この場合、好気性菌の発酵作用で温度を 60 ~ 70 °C まで上昇させてウィルスなどを不活化することができる。生脱水汚泥にポリオ 1 型のウィルスおよび数種類の病原菌を添加し、密閉のコンポストプラントで発酵させ、均一な高温を得てウィルスやバクテリアの削減について実験を行なったところ、ポリオウィルスは 50 °C の温度で 30 分後に不活化した。ついでに言及するがバクテリアの不活化は *Salmonella newport* が 60 °C で 30 分、*Candida albican* が 70 °C で 60 分を必要とした¹⁷⁾。密閉した発酵槽内でのコンポスト化に対して野外での堆肥化も行なわれている。この野積式コンポスト化では均一な温度が得られず、堆積の中心部が 70 °C の高温に達することがあるにも拘らず、外部は外気の温度と余り変わらない温度になっている。したがって中心部ではウィルスやバクテリアは死滅するが、外側のほうはそのような致死効果がなくなってしまう。生汚泥と消化汚泥の野積式コンポスト化でフェージ f₂ の不活化を調べたところ、1,000 PFU/㎖ の濃度のウィルスが検出されなくなるのに生汚泥は約 50 日、消化汚泥では 50 ~ 70 日の期間を必要とした。後者のほうがより長い期間を要したのは時期が冬であり、また降雨にもさらされていたからである¹⁸⁾。米国カリフォルニア州の Los Angeles では嫌気性消化汚泥と遠心脱水の一次汚泥をコンポスト化し、利用している。汚泥中のサルモネラ菌を州の基準値以下に削減することに困難を要したが、ウィルスについては検出されなくなるほど十分削減することができた¹⁹⁾。コンポスト化ではバクテリアよりもウィルスの削減に対して効果的である。

4. 汚泥の乾燥

脱水 (dewatering) や乾燥 (drying) をしないままに汚泥を処分や利用することもあるが、汚泥処理での一連のプロセスのうち、乾燥は何んともいっても最終的な処理プロセスであるといえる。汚泥の乾燥には天日乾燥 (air drying) と機械乾燥 (mechanical drying) の 2 つの方法があり、いずれも基本的には汚泥中の水分を蒸発減少させることによってウィルスを削減するのであるが、機械乾燥では加熱によってウィルスをさらに削減する。乾燥によって汚泥中のウィルスは一層削減されるのであるが、乾燥汚泥だからといってウィルスを全然含有

しないとは限らない。13 日間天日乾燥した汚泥ケーキをサンプリングして調べたところ、その中の 1 つの試料にエコー 7 型のウィルスが試料 250 g あたり 24 PFU の濃度で検出されていた⁷⁾。

汚泥乾燥によるウィルス不活化の効果を調べるために、濃度 5 % の生汚泥にポリオ、コクサッキーおよびレオの 3 種類のウィルスを植種し、21 °C の温度で蒸発乾燥実験を行なった。水分の減少にしたがって汚泥が濃くなり、固形物含量 65 % の時点でウィルス濃度を調べたところ 75 % の削減が示された。さらに乾燥させて 85 % 以上の固形物含量にしたところ、ウィルスの不活化率は 3 log にも達した。乾燥後、ウィルス試験に移されるまでの期間を 4 日から 11 日に伸ばすことによって不活化率はさらに 1 log 向上した²⁰⁾²¹⁾。

5. 汚泥の消毒

水処理に必要な消毒プロセスは必ずしも汚泥処理に組み入れられていない。しかし下水汚泥の農業利用に際しては病原菌や病原体による農作物汚染の恐れがあるため、消毒がとくに必要となろう。また汚泥の処分方式によっては表流水や地下水を汚染し、疫病をひき起こしかねないのでこれを未然に防止していかなければならない。

水の消毒は一般に塩素やオゾンの化学物質を用いるが、汚泥の場合では加熱や放射線照射のような物理的方法が用いられている。これは両者の間の物理的性状の違いによるものでもあり、固形物質を高い濃度で含む汚泥では薬品が完全に混合してもその消毒作用は固形物質に妨げられて効果的でなくなるのである。一方、熱や放射線による物理的方法はこのような欠点がなく、とくに放射線照射は液状よりもケーキ状の汚泥に対して効果的に作用する。以下、熱や放射線による汚泥消毒について紹介する。

低温殺菌 (pasteurization): 加工食品の消毒によく用いられるこの方法は、汚泥の「栄養価」を損うことなくバクテリアやウィルスを死滅させることができるので、とくに消化汚泥の農業利用に際して用いられている。100 °C 以下の比較的高い温度 (60 ~ 75 °C) で低圧蒸気を 10 ~ 30 分ぐらい作用させるとウィルスなどは不活化する。生汚泥 (1 次汚泥と 2 次汚泥からなる) および消化汚泥に懸濁しているポリオ 1、コクサッキー B 3 のウィルスは 80 °C、10 分間の加熱でそれぞれ 99.99 % と 99 % 不活化した²¹⁾。低温殺菌による汚泥の消毒はこのように効果的ではあるがコスト高でもある。

放射線照射 (irradiation): 近年、下水汚泥など固形廃棄物の消毒に放射線が盛んに利用されるようになってきた。ドイツ München 近くのある下水処理場ではコバルト 60 の同位元素を放射線源とする汚泥の消毒が実施されて

いた²²⁾。汚泥の発生量は1日あたり150 m³であり、消毒に要する放射線の線量は300Kradであった。

下水汚泥のウィルスの不活化するには生汚泥600Krad、消化汚泥300～400Kradぐらいの線量を必要とする²³⁾²⁴⁾。ウィルスが高い濃度で出現する時期では、生汚泥には900Kradというような高い線量を要する場合もある。放射線の消毒効果はウィルスの種類によって違い、各種のウィルスの中でもポリオウィルスは放射線照射に強く、それを1 log 削減するのに200～400Kradの線量を必要とするだろう²⁵⁾²⁶⁾。

放射線照射の効果を向上させる目的で薬品の添加実験が行なわれており、多量の塩化鉄添加の汚泥に放射線照射を行なうと完全なウィルス不活化が得られるとの報告がある²³⁾。しかしコストが掛かりすぎるため、実用的な方法ではない。

コストの面では、汚泥量1日あたり250～400 m³の場合、放射線照射法は他の消毒法と同程度の費用である²⁷⁾。とくにコンポスト汚泥を消毒の対象とする場合、放射線照射のほうは低温殺菌法にくらべて経済的である²⁸⁾。なお実地での消毒効果を高めるためには、汚泥の固形物質が大きな固まりを形成しないように注意したうえ、汚泥を薄い層にして放射線照射を施すことが肝要である。

熱放射線照射 (thermoradiation) : 以上のべてきたように加熱や放射線照射によってウィルスを不活化することができるが、それぞれ単独に作用させるよりも同時に行なうほうが、ずっと効果的である。これは相乗効果というものであり、熱と放射線の単独効果の和をはるかに上回るものである。1 log を削減するのに400Kradのような多い線量を必要とするポリオウィルスを下水汚泥に懸濁させ、50～55℃に加熱して放射線を照射するとウィルスは容易に不活化する。たとえば51℃の温度で30～35Kradの放射線を照射するとポリオウィルスは5分間で99.999% (5 log) 以上削減した²⁶⁾。なお60℃における照射実験では、ポリオウィルスは300Kradで1.5分、アデノウィルスは400Kradで0.15分のようなごく短い時間で不活化した²⁶⁾。

汚泥を消毒してウィルスやバクテリアを死滅させるのに以上のような方法が用いられているが、処分する前に汚泥を単に貯留するだけでもウィルス削減の効果が期待できる。20℃で汚泥を貯留して実験を行なったところ2週間でウィルスを50%削減した。貯留時間を長くすればウィルスをさらに削減することができる²⁹⁾。これは最もコスト安な汚泥消毒法であり、場合によっては十分活用し得る方法である。

6. 環境への影響

汚泥の安定化と減量化に伴ってウィルスは削減され、

それに十分な消毒を行なうとウィルスの完全な削減が期待できる。しかし消毒をしないままに汚泥を処分や利用に移しているほうが多く、環境への影響が心配される。環境への影響として土壌と水の汚染、作物の汚染、大気汚染などが挙げられる。なお汚泥の海洋処分に際しては当然海洋や海産物の汚染も考えられ、いずれにせよ人体の健康に対して直接的、間接的に害を与えることになる。

下水汚泥の陸地処分や農地、緑地利用に際し、汚泥に残存しているウィルスは土壌に移行する。土壌の中でウィルスは地下水の作用で移動もするが、土壌の性質によってはそのまま長期間滞留することもある。汚泥の陸地処分に際してポリオウィルスの消長を調べたところ、その99%以上がそのまま土壌中に滞留していたとの報告もある³⁰⁾。土壌環境の中でウィルスは5、6ヶ月も活性を保ちつづけることができる。低い温度と適度な湿度、そして有機物や粘土の高い含有率はウィルスを土壌の中で長く生存させる³¹⁾。なお pH や陽イオンもウィルスの滞留に影響を与え、pH が低く、陽イオン濃度が高い土壌はウィルスをよく吸着する。一方、透水性のよい、粒子の大きい土壌はウィルスの移動に対して有利的にはたらくのである。

汚泥の地上散布に対してウィルスの消長を調べたところ、散布後72時間の試料にポリオ3型のウィルスが検出されていた。汚泥散布してからサンプリングする前には太陽が2日間照っており、また実際にウィルス試験が行なわれるまでに試料は4℃で45日間も貯蔵されていたのであった⁸⁾。

米国モンタナ州の Butte で消化濃縮汚泥の土壌すき込みが行なわれた (1976年10月)。6ヶ月後その乾燥した汚泥を調べたところフェージの検出はなかったが、ポリオ2およびコクサッキーB3のウィルスが多量検出された²⁾。またコロラド州の Boulder では濃縮した生汚泥 (一次処理) のすき込みが春先に行なわれ、1ヶ月後に調査を行なったところ腸内ウィルスが検出されていたが、前記 Butte の場合にくらべて少量であった。両方とも寒い季節に行なわれたものであり、もしも時期が夏であればウィルスの検出は少なかったであろうと推察されている。同じところで1年の間汚泥すき込みのなかった土壌についても調査が行なわれたがウィルスの検出はなかった。なお陸地埋立についても調査が行なわれた。北米で21ヶ所の埋立地からの浸出液の試料22のうち、その1つの試料 (11.8ℓ) だけにポリオ1、ポリオ2の2種類のウィルスが検出された。残りの多数の試料からウィルス検出がなかったということは一応評価できるものの、埋立処分によるウィルスの水汚染に対してなお配慮する必要があるだろう³²⁾。

下水汚泥の陸地処分とあいまって農地への利用も行なわれつつある。ポリオ1型のウィルスを植種した下水や下水汚泥を畑に散布し、野菜のウィルス汚染を調べたところウィルスは大根やレタスに36日間も生存することが示された³³⁾。また他の実験で汚泥散布の3日後に野菜を植えてポリオ1型のウィルスの汚染を調べたら、散布後23日に収穫期の野菜にウィルスを検出した。土壌の汚染についても2期の夏と1期の冬にわたって調査が行なわれ、その結果、冬にウィルスが長く生存することが分った。冬期において実験後96日になおウィルスを検出したが、夏期でのウィルスの生存日数は最長11日であった³⁴⁾。

上述のように下水汚泥の処分と利用は土壌や作物に対するウィルス汚染の可能性がひそんでいることがわかる。

汚泥を処分や利用する場合、消毒するに越したことはないが、そうでなければ、十分な処理プロセスを通してウィルスの削減を計り、そのうえ少なくとも3ヶ月位貯留させてウィルスを一層削減することが望ましい³⁵⁾。

実際に汚泥の処分や利用ではその土地の地形、水文、気象および土壌の性質や作物の栽培について考慮しながら実施し、ウィルスの環境汚染を最低限に押さえる必要がある。たとえば、有機性の土壌はウィルスを長く生存させるため、汚泥散布の対象にしないほうが好ましい。また農地利用においては収穫前2,3ヶ月以内は下水や汚泥の散布をひかえることや生食しない野菜に限って栽培するよう注意すべきであるだろう。なお、汚泥は散布するよりも土壌にすき込むか注入するほうが、空中に泡沫を飛散させず、ウィルスの大気汚染、ひいては人体への感染を防ぐことができる。

以上のような配慮がなされたとしても、汚泥の処分や利用後はなお長期間にわたって病原体や病原菌のモニタリングを行ない、監視体系をかためていかねばなるまい。

(原稿受理 昭和56年6月27日)

— 引用文献 —

- 1) Lund, E. and V. Ronne (1973) On the isolation of virus from sewage treatment plant sludges, *Water Research*, 7 (6), 863.
- 2) Sagik, B.P. (1978) Virus survival in soils injected with municipal wastewater treatment residuals. Report No. 78-7, Center for Applied Research and Technology, The University of Texas at San Antonio, San Antonio, Texas, U.S.A.
- 3) Satter, S.A. and J.C.N. Westwood (1979) Recovery of viruses from field samples of raw, digested, and lagoon-dried sludges, *Bulletin of the World Health Organization*, 57, 105.
- 4) Moore, B.F., B.P. Sagik and C.A. Sorber (1976) An assessment of potential health risks associated with land disposal of residual sludges. *Proceedings of 3rd National Conference on Sludge Management, Disposal and Utilization*, Miami Beach, Florida, U.S.A.
- 5) Ward, R.L. and C.S. Ashley (1976) Inactivation of poliovirus in digested sludge, *Applied and Environmental Microbiology*, 31 (6), 921.
- 6) Eisenhardt, A., E. Lund and B. Nissen (1977) The effect of sludge digestion on virus infectivity, *Water Research*, 11 (7), 579.
- 7) Bertucci, J.J., C. Lue-Hing, D.R. Zenz and S.J. Sedita (1975) Studies on the inactivation rate of five viruses during anaerobic digestion. 48th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, October 5-10, 1975, Miami Beach, Florida, U.S.A.
- 8) Wellings, F.M., A.L. Lewis and C.W. Mountain (1977) Survival of viruses in soil under natural conditions. *Wastewater Renovation and Reuse*, F.M. D'Itri, ed., Marcel Dekkar, Inc., New York, U.S.A.
- 9) Lund, E. (1971) Observation on the virus binding capacity of sludge. *Proceedings of 5th International Conference on Water Pollution Research*, San Francisco, California, U.S.A., Pergamon Press, Oxford, England.
- 10) Grigoryeva, L.V., G.I. Korehak and T.V. Bey (1969) Survival of bacteria and viruses in sewage sludge, *Mikrobiologichnii Zhurnal*, 31, 659.
- 11) Smith, J.E., Tr., K.W. Young and R.B. Dean (1975) Biological oxidation and disinfection of sludge, *Water Research*, 9 (1), 17.
- 12) Sanders, D.A., J.F. Malina, Jr., B.E. Moore, B.P. Sagik and C.A. Sorber (1979) Fate of poliovirus during anaerobic digestion, *Journal Water Pollution Control Federation*, 51 (2), 333.
- 13) Ward, R.L. and C.S. Ashley (1977) Identification of the virucidal agent in wastewater sludge, *Applied and Environmental Microbiology*, 33 (4), 860.
- 14) Reed, J.M., J.D. Fenters and C. Lue-Hing (1975) The effect of ammonia on polio virus. Paper presented at Annual Meeting, American Society for Microbiology, New York, U.S.A.
- 15) Fenters, J., J. Reed, C. Lue-Hing and J. Bertucci (1979) Identification of viruses by

- digested sludge components. Journal Water Pollution Control Federation, 51(4), 689.
- 16) Ward, R.L. (1977) Inactivation of enteric viruses in wastewater sludge. Sludge Management, Disposal and Utilization; Proceedings of 3rd National Conference on Sludge Management, Disposal and Utilization; Information Transfer Inc., Rockville, Maryland, U.S.A.
 - 17) Shell, G.L. and J.L. Boyd (1969) Composting dewatered sludge. U.S. Public Health Service Publication No. 1936
 - 18) Kawata, K., W.N. Cramer and W.D. Burge (1977) Composting destroys pathogens in sewage solids. Water & Sewage Works, 124(4), 76.
 - 19) Lund, E. (1978) The survival of viral pathogens in water and waste in the tropics. Progress in Water Technology, 11 ($\frac{1}{2}$), 73.
 - 20) Ward, R.L. and C.S. Ashley (1977) Inactivation of enteric viruses in wastewater sludge through dewatering by evaporation. Applied and Environmental Microbiology, 34(5), 564
 - 21) Foliquet, J.-M. and F. Doncoeur (1972) Inactivation assays of enteroviruses and *Salmonelle* in fresh and digested wastewater sludges by pasteurization. Water Research, 6(11), 1399.
 - 22) 申 丘澈(1981) ヨーロッパにおける汚泥研修および処理の現状と動向. 汚泥研究年報 1981, 環境技術研究会, 大阪
 - 23) Metcalf, T.G. (1977) Control of virus pathogens in municipal wastewater and residuals by irradiation with high energy electrons. Final Report, Grant AEN-7514279, Program of Research Applied to National Needs, National Science Foundation, U.S.A.
 - 24) Lund, E. (1976) Disposal of sludges. Viruses in Water, G. Berg, H.L. Bodily, E.H. Lennette, J.L. Melnick and T.G. Metcalf, eds., American Public Health Association, Washington, D.C., U.S.A.
 - 25) Sinskey, A.J. (1977) High energy electron radiation of wastewater liquid residuals, Process Biochemistry, 12(5), 11.
 - 26) Brandon, J.R. (1976) Thermoradiation treats sewage sludge. Water & Sewage Works, 123(9), 126.
 - 27) Tofaute, K. (1977) Hygienization of sewage sludge by electron radiation. Brown Boveri Review, 64, 180; Water Resources Abstracts, 10(23), W77-11712.
 - 28) Morris, M.E. (1977) Cost and effectiveness comparisons of various types of sludge irradiation and sludge pasteurization treatments. Proceedings of 3rd National Conference on Sludge Management, Disposal and Utilization, Information Transfer, Inc., Rockville, Maryland, U.S.A.
 - 29) Stern, G. and J.B. Farrell (1977) Sludge disinfection techniques. Proceedings on National Conference on Composting of Municipal Residues and Sludges, August 1977, Washington, D.C., U.S.A.
 - 30) Bitton, G., O.C. Pancorbo, A.R. Overman and G. E. Gifford (1978) Retention of viruses during sludge application to soils. Progress in Water Technology, 10 ($\frac{5}{6}$), 597.
 - 31) Funderberg, S.W., B.E. Moore, B.P. Sagik and C.A. Sorber (1981) Viral transport through soil columns under conditions of saturated flow, Water Research, 15(6), 703.
 - 32) Sobsey, M.D. (1978) Field survey of enteric viruses in solid waste landfill leachates. American Journal of Public Health 68(9), 858.
 - 33) Larkin, E.P., J.T. Tierney and R. Sullivan (1976) Persistence of virus on sewage-irrigated vegetables, Journal of Environmental Engineering Division Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 102 (EE1), 29.
 - 34) Tierney, J.T., R. Sullivan and E.P. Larkin (1977) Persistence of poliovirus 1 in soil and on vegetables grown in soil previously flooded with inoculated sewage sludge or effluent. Applied and Environmental Microbiology, 33(1), 109.
 - 35) Engelbrecht, R.S. (1978) Sewage and sludge treatment. 栗田工業創立 30 周年記念講演, 東京。